PHILIPPE MÉRAL
DENIS PESCHE
COORDINATEURS



LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

REPENSER LES RELATIONS NATURE ET SOCIÉTÉ





LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

REPENSER LES RELATIONS NATURE ET SOCIÉTÉ

PHILIPPE MÉRAL,
DENIS PESCHE,
COORDINATEURS

Les coordinateurs de cet ouvrage remercient l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) qui a soutenu cette recherche.

Éditions Quæ
RD 10
F – 78026 Versailles Cedex
www.quae.com

eISBN : 978-2-7592-2470-8
ISSN : 2267-702X

Remerciements

Cet ouvrage est le résultat d'échanges avec de nombreux chercheurs qui ont contribué au projet Serena ou qui y sont intervenus pour apporter leur point de vue.

Nous remercions tout particulièrement les personnes suivantes :

Stéphane Adam, Martine Antona, Xavier Arnauld de Sartre, Isabelle Avelange, Cécile Barnaud, Elsa Berthet, Valérie Boisvert, Philippe Bonnal, Armelle Caron, Cécile Cathelin, Lucien Chabason, Anne Chetaille, Bernard Chevassus-au-Louis, Fabrice De Clerk, Ana Lucia Corrales, Marc Dedeire, Elsa Delcombel, Camille Déméné, Vincent Devictor, Isabelle Doussan, Céline Dutilly, Nathalie Finot, Jean-Luc François, Stéphane Ghiotti, Michel Griffon, Nathalie Hervé-Fournereau, Bernard Hubert, Philippe Jeanneaux, Marcel Jollivet, Alain Karsenty, Gilles Kleitz, Francis Laloé, Alexandra Langlais, Renaud Lapeyre, Yann Laurans, Thomas Legrand, Emmanuelle Lemaire, Tiphaine Leménager, Harold Levrel, Pierre Alexandre Maiziere, Carsten Mann, Jacques Marzin, Gilles Massardier, Alexandre Meybeck, Bernard Moizo, Malyne Neang, Danièle Pic, Maire-Gabrielle Piketty, Romain Pirard, Éric Sabourin, Guillaume Sainteny, Jean-Michel Salles, Aurélie Toillier, Egizio Valceschini, Elodie Valette, Jean-Christophe Van de Velde.

Nous adressons également nos vifs remerciements à l'ensemble des étudiants qui ont travaillé à nos côtés dans le cadre de leur formation, ainsi que les partenaires institutionnels des pays étrangers sans lesquels les analyses évoquées dans cet ouvrage n'auraient pas pu voir le jour.

SOMMAIRE

Préface de Philippe Puydarrieux

Ce livre raconte une véritable *success story*, celle d'un concept qui en une dizaine d'années a réussi à sortir des laboratoires de recherche pour intégrer le vocabulaire des décideurs politiques. Cette *success story*, c'est celle du concept de « services écosystémiques » largement diffusé avec la publication de l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire en 2005, et aujourd'hui couramment utilisé jusque dans les débats parlementaires. Il est en effet remarquable qu'en mars 2016, en séance publique à l'Assemblée nationale, la députée Geneviève Gaillard, rapporteure du projet de loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages présente à la représentation nationale une définition assez technique de la biodiversité, des services écosystémiques et des fonctions écologiques : « Notre définition et notre conception de la biodiversité, dont découlent sa valorisation et sa protection, doivent bien prendre en compte deux dimensions. Le premier volet consiste en une approche anthropocentrée ou anthropocentrique de la biodiversité, car l'homme a besoin des services rendus par la nature pour survivre et pour bien vivre. Ces services écosystémiques sont des services de prélèvement de nourriture, d'eau, de bois et de fibres, des services de régulation tels que le climat, les inondations et les maladies ou encore des services culturels d'ordre récréatif ou spirituel. Ce sont les bénéfices retirés par l'homme de processus biologiques. Ils s'inscrivent dans une vision anthropocentrée, directe ou indirecte, des écosystèmes et de leur fonctionnement. Le second volet accorde à la biodiversité une valeur intrinsèque selon laquelle elle vaut qu'on la protège pour elle-même, sans rapport d'utilité à l'homme, afin que la biodiversité qui nous préexistait nous survive. On parle alors de fonctions écologiques qui sont des processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes s'inscrivant dans une vision écocentrée de la nature ».

Par ailleurs, dans son rapport au nom de la Commission de l'aménagement du territoire et du développement durable, Jérôme Bignon, rapporteur du même projet de loi au Sénat mentionne en particulier que « de nombreux travaux théoriques et empiriques permettent de prendre conscience des enjeux socio-économiques de la biodiversité ». Il précise également qu'une « analyse du Commissariat général au développement durable de

2011 évalue ainsi entre 2 400 et 4 400 euros par an et par hectare la valeur des services rendus par les zones humides du parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin ». Un rapport pour la Commission européenne de 2011 (*The Social Dimension of Biodiversity Policy*) estime par ailleurs que 55 % des emplois de l'Union européenne, et 84 % de ceux des pays en développement, ont un lien direct et significatif avec les services écosystémiques. Au Royaume-Uni, une évaluation des écosystèmes et des services qu'ils rendent à la société (*UK National Ecosystem Assessment*) a distingué deux scénarios, le premier fondé sur un développement économique sans encadrement environnemental particulier, le second fondé sur une priorisation de la protection de l'environnement. L'intérêt de ce travail théorique est d'avoir souligné que le scénario maximisant les bénéfices monétaires directs n'est pas le scénario « qui procure le meilleur bénéfice global pour la société ».

Pourquoi un tel intérêt, notamment de la part du décideur politique, au-delà des clivages partisans pour le concept de « services écosystémiques » ? La réponse est plurielle et cet ouvrage offre des éléments de compréhension bien documentés à partir de l'analyse du rôle joué par l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005). Tout d'abord, il introduit une nouvelle manière d'appréhender les relations entre l'homme et la nature : plutôt que de présenter les causes de la dégradation régulière de la biodiversité et des écosystèmes, le concept de service écosystémique permet d'aborder cette dégradation sous l'angle de ses conséquences sur les activités anthropiques et sur le bien-être humain. Cette nouvelle approche, sans doute moins culpabilisante, semble offrir une nouvelle argumentation pour la défense de la nature. Elle offre également à de nombreux acteurs la perspective de mieux valoriser les effets positifs de leur action sur les écosystèmes. Mais, ce n'est pas seulement parce que les acteurs trouvent un intérêt à ce concept qu'il se diffuse aussi largement. C'est aussi parce que la gouvernance même du MEA en a favorisé la dissémination. Le MEA constitue bien davantage qu'une étude ou qu'un rapport. C'est aussi un modèle de processus et de méthode, caractéristiques de son succès. Le processus a mobilisé un panel international de plus de 1 300 experts pendant plus de quatre ans. Toutefois, la gouvernance de l'exercice mobilise également la société civile et les acteurs économiques à travers une grande diversité de réseaux. Ces choix faciliteront la diffusion de l'information entre ces différentes catégories d'acteurs, et finalement la large diffusion du concept de services écosystémiques.

Cette analyse très pertinente du programme de recherche Serena s'est avérée extrêmement utile et précieuse pour réfléchir la gouvernance de l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (Efese). Elle a contribué à identifier les principaux facteurs de succès d'une évaluation des services écosystémiques. Ces travaux ont montré l'importance d'une gouvernance associant pertinence, légitimité et crédibilité, principes fondamentaux de l'organisation de l'Efese.

Plus de dix ans nous séparent maintenant de la publication du MEA, et de nombreuses avancées ont été réalisées pour affiner la définition des services écosystémiques et rendre le concept plus opérationnel. Toutefois, la notion de service écosystémique pose encore de nombreuses questions que cet ouvrage met particulièrement bien en lumière. Le praticien de l'évaluation ne manquera pas de s'interroger sur la distinction entre fonction écologique et service écosystémique, entre service écosystémique et avantage retiré de l'écosystème ou encore sur la nature particulière des services d'approvisionnement. Quel est le rôle de l'homme dans la production de services par l'écosystème ? Convient-il d'analyser les services rendus par des écosystèmes à fort degré d'artificialisation ? Enfin, la question cruciale de la relation entre l'état de la biodiversité et des écosystèmes et le niveau de fourniture de services écosystémiques demeure au cœur des réflexions dans de nombreuses arènes. C'est notamment, une question d'actualité pour le groupe de travail Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) de la Commission européenne. Finalement, le débat autour de ces questions n'est pas clos, mais les réflexions formulées constituent des contributions utiles au praticien pour l'aider à formuler les réponses les plus appropriées à l'évaluation qu'il conduit.

Au-delà de l'évaluation, le concept de service écosystémique est perçu comme un outil de nature à faciliter l'intégration des valeurs de la biodiversité et des écosystèmes dans la décision, ainsi que la compréhension et l'acceptabilité des politiques publiques de biodiversité. Ainsi, dans cet ouvrage, l'émergence du concept de service écosystémique est bien mise en perspective avec le contexte politique et institutionnel international dans lequel il s'est développé. Les dispositifs de paiements pour services environnementaux (PSE) y apparaissent comme des instruments pertinents pour mobiliser des flux financiers additionnels en faveur de la biodiversité. On comprend dès lors l'intérêt qu'ils présentent pour les puissances publiques, notamment parce qu'ils sont définis comme des instruments volontaires permettant de mobiliser des financements privés. Le concept de services écosystémiques apparaît également comme une rhétorique puissante pour justifier le fléchage de flux financiers publics. Pour autant, les PSE vont faire émerger de nombreux débats autour de leur efficacité, de leur efficience, de leur équité, et certains les présentent comme une manifestation de la marchandisation de la nature.

L'enjeu du financement des politiques de biodiversité n'est pas nouveau. Comme le montre le chapitre consacré à l'influence des services écosystémiques sur les aires protégées, les questions de la sécurisation du financement des aires protégées et la justification de leurs actions perdurent depuis plusieurs décennies. Les services écosystémiques apparaissent comme un moyen de montrer les bénéfices de la conservation et de justifier l'action des aires protégées vis-à-vis de leurs bailleurs.

Si la rhétorique introduite par la notion de service écosystémique apporte des éléments très favorables aux acteurs chargés de porter des politiques environnementales, elle présente encore quelques faiblesses qui mériteront d'être corrigées par les travaux en cours. Des avancées méthodologiques sont encore nécessaires afin de mieux caractériser les différents services écosystémiques, notamment en vue d'en faciliter l'évaluation. Ces efforts sont nécessaires pour éviter les risques de sous-évaluation, les risques de double comptage et donc permettre l'intégration des valeurs de la biodiversité dans les décisions publiques et privés. L'évaluation de la biodiversité et des services écosystémiques ainsi que l'intégration des valeurs dans les décisions et dans les systèmes de comptabilité sont au cœur des objectifs du plan stratégique 2010-2020 de la Convention pour la diversité biologique (CDB). Ces objectifs adoptés à l'échelle internationale sont ambitieux et ont permis depuis 2010 de nombreuses avancées. De nombreuses initiatives sont en cours à différentes échelles. Il reste toutefois beaucoup à faire. Cet ouvrage offre une magnifique analyse des travaux, débats et controverses sur les services écosystémiques et présente une riche base documentaire pour fonder les travaux à venir.

Philippe Puydarrieux
Ministère de l'Environnement, de l'énergie et de la mer
Commissariat général au développement durable

Préface de Roldan Muradian

Ce livre arrive à point nommé. Depuis la publication du Millenium Ecosystem Assessment en 2005, le terme « service écosystémique » a vu son influence se renforcer en tant que concept pivot dans les domaines de l'évaluation, la politique et la gouvernance environnementale dans le monde entier. La vitesse de diffusion du paradigme des services écosystémiques dans les cercles universitaires et politiques a été très impressionnante. En quelques années, il est devenu le cadre dominant de la conceptualisation des relations entre l'homme et la nature. L'une des principales contributions de cette étude est précisément d'expliquer comment et pourquoi cette diffusion a eu lieu, à la fois à l'échelle mondiale et nationale, en prenant comme exemples certains pays comme la France, le Costa Rica, le Cambodge, Madagascar et le Brésil. L'une des idées issues de ces analyses est que la diffusion n'a pas été homogène entre les régions ou les pays. Cependant, dans tous les cas, il y a eu des acteurs clés, qui ont joué un rôle important dans la promotion du cadre des services écosystémiques, telles la Banque mondiale et des organisations non gouvernementales environnementales internationales. Ces organisations jouent un rôle stratégique dans les politiques et les interventions de conservation de la biodiversité : de ce fait, leur influence est grande sur les discours et les pratiques dans le monde entier, dans les pays à faibles revenus notamment. Les auteurs de l'ouvrage montrent aussi que l'adoption de l'approche des services écosystémiques ne signifie pas toujours des changements significatifs sur le terrain, que cela soit sur les questions abordées ou même sur la logique d'intervention adoptée par les praticiens. Dans de nombreux cas, on assiste plutôt à une transformation du discours, mais à une continuité dans les pratiques.

Le livre apporte donc une contribution très intéressante et bien documentée sur le débat autour de la définition des services écosystémiques. En effet, les auteurs montrent l'absence de consensus sur la question pourtant essentielle, celle de savoir si les services écosystémiques sont plutôt des processus ou le produit de processus. Le sens de la notion de service écosystémique reste encore à clarifier. Ainsi, les services dits d'approvisionnement, comme la production de bois, sont des constituants du système alors que les services dits de régulation, comme la régulation hydrique, sont les

résultats d'une combinaison de processus à l'œuvre dans les écosystèmes. Les services d'approvisionnement sont considérés comme « rivaux » (leur utilisation par un agent empêche celle par un autre agent) mais les services de régulation ont tendance à apparaître comme des « biens communs » (faible degré de rivalité et exclusivité). Par conséquent, la même appellation (les services écosystémiques) comprend en fait des phénomènes et des objets très différents, ce qui pose un problème sur le plan analytique. En outre, la relation entre les services écosystémiques et les fonctions écologiques ou les caractéristiques structurelles des écosystèmes (comme la biodiversité) est également un sujet pour lequel il existe de considérables lacunes dans les connaissances. Peut-on se permettre de perdre la biodiversité lorsqu'une telle perte ne signifie pas forcément une réduction de la fourniture de services écosystémiques ? La biodiversité est elle-même un service ? Ces questions restent ouvertes.

Si les interventions humaines sur les écosystèmes sont prises en compte (comme par exemple dans les systèmes agricoles), l'idée de services issus de la nature devient encore plus floue. Dans le continuum entre des écosystèmes « naturels » et « fortement anthropisés », les catégorisations et les divisions semblent plutôt arbitraires. Les relations entre l'homme et la nature sont mouvantes et complexes : les sociétés humaines sont à la fois une partie de et un facteur de transformation de la nature. Nous devrions donc nous demander si les flux linéaires et unidirectionnels entre nature et société, suggérés par la notion de service écosystémique, sont vraiment une métaphore appropriée et significative. Un autre inconvénient notoire du cadre des services écosystémiques est sa polarisation injustifiée vers les services « positifs », et donc une négligence des « disservices »[1] qui sont aussi fournis par les écosystèmes, à savoir ceux qui produisent des effets jugés négatifs sur les sociétés humaines, parfois assez omniprésents et significatifs. Une caractéristique majeure du cadre des services écosystémiques est de souligner la nécessité de prendre en compte des avantages que les humains tirent de la nature sans contrepartie. Tout système de comptabilité devrait alors envisager la fois des avantages et des inconvénients, au risque de n'apporter qu'une vision très biaisée. Pour être cohérent, un cadre fondé sur une vision utilitariste des relations entre l'homme et la nature doit nécessairement prendre en compte à la fois les profits et les pertes issues des interactions entre les sociétés humaines et les écosystèmes.

Ces réflexions renforcent l'idée que l'approche des services écosystémiques est un instrument de communication puissant, mais un faible outil d'analyse. Cette incohérence pourrait être le talon d'Achille de l'approche. À moyen terme, il est possible qu'elle subisse le même sort que la notion

---

1. Voir chapitre 10.

de « développement durable », qui a connu une forte diffusion au cours des premières phases de son développement, puis un déclin par la suite, principalement du fait de ses usages multiples, généralisés, et de sa faible capacité analytique. Les concepts en matière de conservation de la biodiversité et de protection de l'environnement semblent avoir un cycle de vie particulier, caractérisé par trois phases : émergence, diffusion rapide et étendue, puis déclin. Ce livre constitue une excellente synthèse des phases d'émergence et de diffusion du paradigme de service écosystémique. Il aborde aussi une autre question intéressante : comment le cadre des services écosystémiques a-t-il été intégré dans les paradigmes précédents, comme par exemple celui des aires protégées pour la préservation de la biodiversité ? La synthèse entre ces deux approches a été possible grâce à la conceptualisation de la nature (y compris la biodiversité sauvage) par le cadre des services écosystémiques comme « capital naturel » qui rendrait une série de services aux sociétés humaines. Même si les aires protégées ne sont pas utilisées pour l'extraction des ressources, elles peuvent fournir des services « culturels » et de « régulation » à l'économie. Le cadre des services écosystémiques vient renforcer la justification d'une évaluation économique des zones protégées, une approche qui facilite le rapprochement entre ces deux démarches plutôt contradictoires au départ. Le même raisonnement peut s'appliquer aux subventions agricoles traditionnelles que sont les mesures agro-environnementales. Ces subventions pourraient trouver une seconde jeunesse par l'usage du langage des services écosystémiques. Cet ouvrage montre bien que le caractère flexible et adaptable de cet outil de communication qu'est la notion de service écosystémique lui permet de s'intégrer facilement aux politiques, aux instruments et aux approches précédentes. Cette flexibilité extrême explique en partie son succès rapide mais pourrait, à long terme, devenir sa principale cause d'échec.

La diffusion rapide de la notion de service écosystémique a eu lieu de façon concomitante à l'émergence et à la diffusion toute aussi rapide d'une nouvelle perspective politique, caractérisée par l'utilisation d'instruments « économiques » jugés plus souples que les outils traditionnels de régulation. Ces instruments d'action publique comprennent par exemple les outils de compensation de la biodiversité, les paiements pour les services écosystémiques et les dispositifs de certification. Tous ces mécanismes partagent l'idée d'un engagement « volontaire » des agents et l'espoir de mobiliser des ressources financières supplémentaires pour la protection de l'environnement. Même si ces instruments ont été souvent qualifiés « orientés par le marché » (*market based instruments*), différents chapitres de cet ouvrage montrent qu'ils prennent des formes institutionnelles très différentes selon les contextes, souvent très éloignés d'un modèle idéal de marché auquel on voudrait les rattacher. Un apport de la littérature récente est de montrer que la catégorie des « instruments de marché » pour la gouvernance environnementale est erronée car elle ne reflète pas la grande variété de contextes institutionnels et de logiques d'intervention

qui sous-tendent ces instruments. Par exemple, dans le cas des paiements pour services écosystémiques, la plupart des dispositifs sont pilotés par l'État et mobilisent des ressources publiques. En outre, les logiques d'interventions qui façonnent ces dispositifs sont aussi très diversifiées, comme en témoignent les objectifs sociaux assignés aux paiements et les notions très discutées de leur équité et de leur efficacité. Cette diversité peut difficilement être réduite à des transactions marchandes.

L'approche des services écosystémiques est parvenue à rénover le discours de l'écologie, à mobiliser de nouvelles ressources et à créer un dialogue avec le secteur privé, et entre les disciplines académiques. Cela a permis aux questions environnementales de retrouver une place importante dans l'agenda politique mondial. Toutefois, il est temps de récapituler et d'évaluer dans quelle mesure cette façon particulière de regarder les relations entre l'homme et la nature offre véritablement de nouveaux outils analytiques pour faire progresser notre compréhension des facteurs de transformations socio-environnementales. Il convient aussi de se demander si cette approche accroît les chances de transformer le système de valeurs des sociétés contemporaines qui est responsable, en définitive, de la destruction et de la dégradation massive et généralisée des écosystèmes. Une meilleure estimation des valeurs des services écosystémiques (et des « disservices ») contribue-t-elle véritablement à changer notre système de valeurs vers une relation plus harmonieuse avec la nature ? Même si ce cadre d'analyse est imparfait, les services écosystémiques peuvent-ils avoir un rôle transformateur, au-delà des discours ? Ces questions restent ouvertes et devraient attirer l'attention des chercheurs et des décideurs. Je suis convaincu que cet excellent livre apportera une contribution significative à la recherche des réponses.

Roldan Muradian
Économiste
Universidade Federal Fluminese

INTRODUCTION

Philippe Méral, Denis Pesche

La notion de service écosystémique est devenue incontournable depuis une dizaine d'années dans les arènes internationales de la biodiversité. Elle a été médiatisée à la suite d'une consultation d'experts internationaux entre 2001 et 2005 connue sous le nom de Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Cette initiative, qui définit les services écosystémiques comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes, a été conduite sous les auspices de l'Organisation des Nations unies. Elle a marqué le début d'une nouvelle approche en matière de politiques de conservation de la biodiversité basée sur l'explicitation de nos dépendances vis-à-vis du bon fonctionnement des écosystèmes. Avant d'explorer les différentes dimensions du processus de diffusion rapide et multiforme de la notion de service écosystémique et ses conséquences, il convient de présenter plus en détail la manière dont le MEA a utilisé la notion de service écosystémique comme clé de voûte d'un cadre analytique plus large visant à proposer une nouvelle vision des articulations entre la nature et les sociétés humaines.

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SELON LE MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT

Le MEA s'inscrit dans la longue tradition des rapports visant à établir un état des lieux des pressions sur l'environnement et les ressources naturelles à l'échelle globale. On peut citer par exemple le rapport du Massachusetts Institute of Technology (SCEP, 1970) auquel a succédé la série des rapports *World Resources* publiée par le World Resources Institute et l'International Institute for Environment and Development à partir de 1986. En 2000, ces deux institutions s'associent au Programme des Nations unies pour le développement, à la Banque mondiale et à la Nasa pour publier le rapport *World Resources 2000-2001* (WRI, 2000a) dont l'objectif principal est de soutenir le lancement du processus du MEA au moment même où l'Organisation des

Nations unies définit ses objectifs du millénaire. La Convention sur la diversité biologique publie également depuis 1999 ses rapports intitulés *Perspectives mondiales sur la diversité biologique* (*Global Biodiversity Outlook*).

Service écosystémique, environnemental ou écologique

En règle générale, services écosystémiques et écologiques sont souvent associés, voire confondus. Ils renvoient l'un comme l'autre à des services que les humains retirent de la nature. L'ambiguïté réside dans l'utilisation du terme environnemental *versus* écosystémique. L'adjectif écosystémique évoque le fonctionnement des écosystèmes tandis qu'environnemental se réfère à des questions liées aux activités humaines telles que les pollutions ou la surexploitation des ressources naturelles. Ainsi, le recours au concept de service écosystémique se retrouve plutôt dans les travaux dont l'objectif est de souligner la dépendance des humains vis-à-vis des écosystèmes dans un but pédagogique et de plaidoyer politique, tandis que les services environnementaux sont davantage associés à un argumentaire économique visant à résoudre, par le marché ou par un contrat, les problèmes d'environnement. Cependant, cette distinction mérite d'être nuancée. La littérature montre en effet une tendance très nette à l'utilisation d'expressions telles que « paiements pour services écosystémiques » ou « marché de services écosystémiques » (TEEB, 2012 ; Muradian et Rival, 2013). Dans cet ouvrage, nous privilégierons le terme de service écosystémique qui est plus englobant dans le domaine de la biodiversité. Il est utilisé lorsqu'on s'intéresse aux processus ou aux entités issus d'une relation entre des humains et des écosystèmes (quelle que soit la part de l'un et de l'autre considérée dans la fourniture du service) (Rives et Méral, 2015). Le terme de service environnemental ne sera utilisé que pour insister sur des approches ou des faits de nature économique antérieurs au MEA.

La spécificité du rapport du MEA par rapport à ces autres rapports est de proposer un cadre d'analyse basé sur la relation entre écosystèmes et bien-être humain, cherchant ainsi à articuler nature et société, mais aussi environnement et développement. L'objectif du MEA est de montrer la dépendance de nos sociétés vis-à-vis des écosystèmes à travers l'identification des services que nous retirons du bon fonctionnement de ces derniers. Ce faisant, le rapport cherche à mettre en évidence les tendances actuelles et à venir en termes de pressions et de risques sur ces services. Pour ce faire, le MEA divise le fonctionnement des écosystèmes en quatre catégories : les services d'approvisionnement ou de prélèvement (ressources alimentaires,

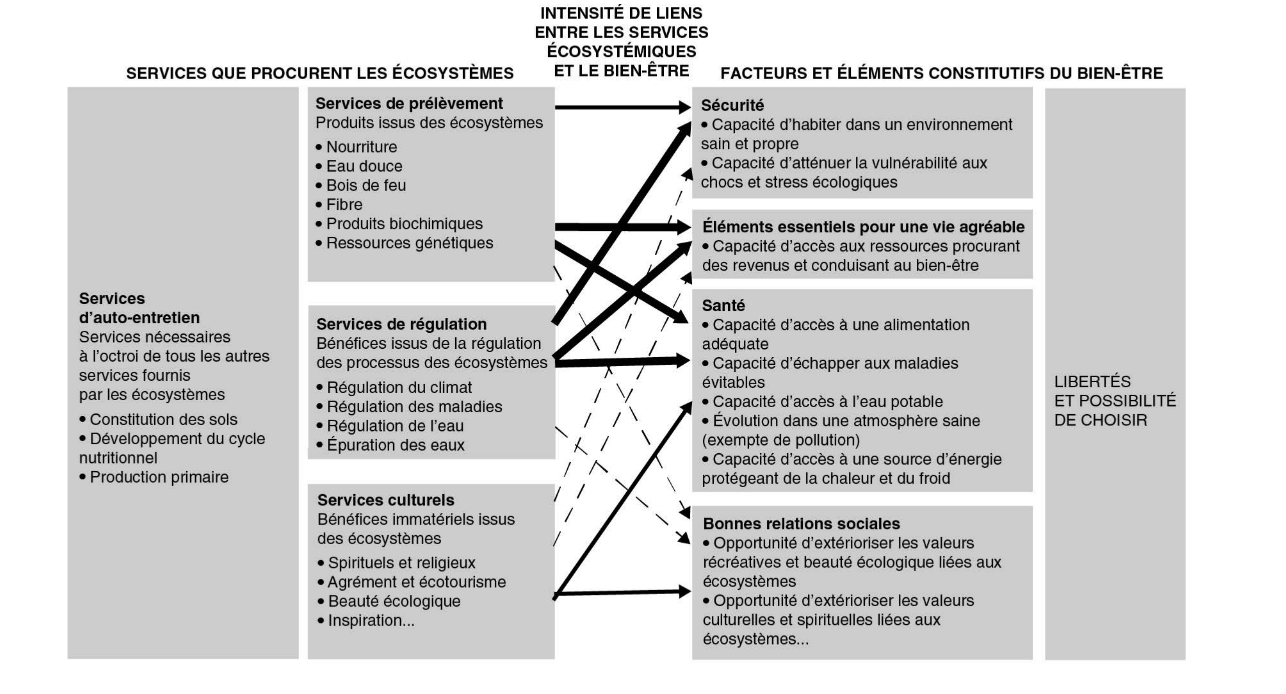


Figure I-1. Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'homme. Schéma adapté du MEA (WRI, 2003, p. 5), repris dans Méral (2012, p. 8).

fibres naturelles, ressources génétiques, eau douce, pharmacopée, etc.) ; les services de régulation (pollinisation, régulation de la qualité de l'air, du climat, de l'eau, des risques naturels, etc.) ; et les services culturels (récréatif, beauté des paysages, sites naturels patrimoniaux, etc.). Ces trois catégories de services sont elles-mêmes liées à une quatrième catégorie appelée service d'auto-entretien (ou services support). Au total, vingt-quatre services écosystémiques sont listés, ce qui permet au MEA de cibler ceux témoignant d'une dégradation des services (15) et ceux qui reflètent plutôt un état stationnaire ou une capacité productive en hausse (9).

À vrai dire, les informations écologiques contenues dans le rapport ne font que rendre publiques des données déjà obtenues précédemment. Par exemple, la surexploitation des ressources halieutiques ou la diminution des ressources en eau sont déjà mentionnées dans les rapports évoqués précédemment. L'intérêt du cadre du MEA réside davantage dans un changement de perspective. Jusqu'à présent, les rapports d'évaluation de la biodiversité insistaient davantage sur l'érosion de la biodiversité et sur les raisons anthropiques de cette érosion (surexploitation des ressources, démographie, urbanisation, etc.) Le MEA insiste d'emblée sur les conséquences sur le bien-être humain de cette érosion de la biodiversité. Ces conséquences sont analysées à travers le recours à la notion de service écosystémique. Comme l'indique le tableau du MEA (figure I-1), les trois grandes catégories de services écosystémiques ont un impact direct sur le bien-être humain. Le bien-être humain peut être appréhendé par le biais de différents critères : la sécurité, la santé, le bien-être matériel et le bien-être social. Ces quatre critères constituent les conditions nécessaires à l'acquisition du principal facteur de bien-être qui est la liberté de choisir.

Cette manière d'appréhender le bien-être reflète l'évolution des conceptions de la pauvreté à la fin des années 1990. Influencée par les travaux d'Amartya Sen, qui définit la liberté de choisir comme critère essentiel du bien-être humain, cette définition de la pauvreté ne se réduit plus à la privation de revenu, mais prend également en compte la satisfaction de besoins essentiels, rejoignant ainsi les écrits du philosophe John Rawls qui évoque les biens premiers sociaux[2]. L'influence de ces nouvelles conceptions de la pauvreté se concrétise par le rapport de la Banque mondiale publié en 2000. Sous l'égide de Deepa Narayan et Robert Chambers, ce rapport intitulé *Voices of the Poor* rassemble une série d'enquêtes auprès de 20 000 personnes dans vingt-trois pays en développement. Ces enquêtes, à travers lesquelles les pauvres proposent leur propre définition du bien-être, permettent de faire ressortir les quatre grandes catégories : le bien-être matériel (capacité d'accéder aux ressources – travail, capital et nourriture), le

2. John Rawls définit les biens premiers sociaux comme « tout ce qu'on suppose qu'un être rationnel désirera, quels que soient ses autres désirs [...] ils sont constitués par les droits, les libertés et les possibilités offertes, les revenus et la richesse » (Rawls, 1971).

bien-être social (relations sociales), le bien-être physique (santé) et la liberté de choisir et d'agir. Cette catégorisation, même si elle n'a pas fait l'objet de travaux aussi importants que ceux relatifs à l'évaluation des services écosystémiques, est pourtant pertinente. Elle met l'accent sur les compromis entre composantes du bien-être. Ainsi, si la mesure du bien-être se limite à une évaluation des revenus monétaires, il est probable que l'on accordera beaucoup plus d'attention aux sources matérielles du bien-être obtenues principalement par les services d'approvisionnement. Cette question renvoie alors à la problématique de la mesure de la richesse et par voie de conséquence à celle de l'intégration des questions environnementales dans la comptabilité nationale, ce qui constitue une autre porte d'entrée de la prise en compte de la nature dans les activités humaines.

Un autre point important du cadre du MEA est l'introduction d'une vision dynamique entre les différentes composantes du système, donc entre les services écosystémiques (figure I-2). Trop souvent oubliée en raison des débats autour du caractère de service de la biodiversité, qui soulignent principalement les bénéfices des écosystèmes pour la société, l'idée d'effets circulaires entre les causes directes et indirectes sur l'état des écosystèmes est importante. Ainsi, le MEA définit des facteurs indirects de changement, tels

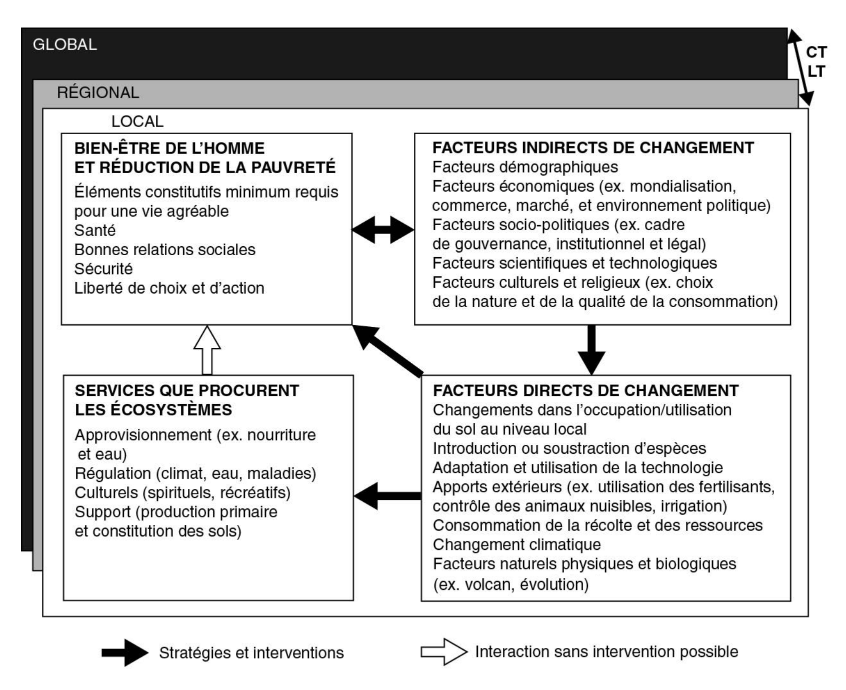


Figure I-2. Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'homme. Schéma adapté du MEA (WRI, 2003, p. 7).

que la démographie ou la technologie. Ces derniers ont une influence sur les facteurs directs de changements tels que l'usage de la biotechnologie, d'engrais, etc. Ces facteurs influent directement sur les services écosystémiques, témoignant de l'action de l'homme sur l'état des écosystèmes et, par voie de conséquence, sur le niveau de bien-être. Il s'ensuit une dynamique qui peut être positive ou négative selon les stratégies et les interventions politiques et qui peut se manifester à différentes échelles spatiales et temporelles.

Au final, la spécificité du MEA a été de proposer une compilation des données sur l'état des écosystèmes dans un cadre d'analyse innovant susceptible de structurer les recherches à venir. La publication des résultats du MEA en 2005 constitue un point de départ dans la reconfiguration de programmes de recherche mais également de politiques publiques, avec ce que cela suppose de débats et de controverses. Très rapidement, la notion de service écosystémique est devenue centrale non seulement sur le plan conceptuel (représentation des rapports entre nature et société), mais aussi politiques (en termes d'orientation de la recherche), amorçant un processus de diffusion varié.

L'APRÈS-MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT ET AGENDA DE RECHERCHE EN FRANCE

D'autres initiatives internationales vont jalonner et accentuer la rapide diffusion de la notion de service écosystémique : l'initiative The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) est adoptée à l'issue d'une rencontre des ministres de l'Environnement du G 8+5 à Postdam en mai 2007. Elle se fixe pour objectif de « promouvoir une meilleure compréhension de la véritable valeur économique des services fournis par les écosystèmes [et d']offrir des outils économiques tenant dûment compte de cette valeur » (TEEB, 2008).

Entre 2006 et 2007, un processus de consultation internationale multi-acteurs (IMoSEB) est initié pour évaluer les besoins en connaissances scientifiques et les options politiques dans le domaine de la biodiversité. La convergence de cette initiative IMoSEB avec le MEA (Larigauderie et Mooney, 2010) amène la Conférence des parties de la Convention sur la diversité biologique à donner, en 2008, l'impulsion au processus de construction d'une plateforme multi-acteurs pour améliorer l'interface entre science et politique sur la question de la biodiversité. Cette initiative, placée sous la coordination du Programme des Nations unies pour l'environnement, aboutira à la création formelle de l'IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) en 2012 comme organisation intergouvernementale ayant pour mission d'assurer l'interface entre science et politique sur la question de la biodiversité et des services écosystémiques,

un peu comme le fait le Giec (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) pour le climat (Pesche *et al.*, 2014).

L'idée que les humains retirent des écosystèmes toute une série de services procède autant d'un message d'alerte au sujet de l'érosion de la biodiversité à l'échelle globale que d'une structuration des programmes de recherche, voire de l'élaboration de nouvelles politiques. De fait, la diffusion de la notion concerne autant le monde académique que les arènes politiques, à différentes échelles, avec de nombreuses passerelles entre ces sphères de plus en plus interconnectées. Ainsi, la rapidité avec laquelle le terme de service écosystémique s'est diffusé dans les sphères académiques est assez remarquable. Nous avons évalué une multiplication par 12, entre 2002 et 2012, du nombre d'articles scientifiques référencés dans le Web Of Science et ScienceDirect ayant le terme service écosystémique (ou des termes associés) comme mot-clé (Jeanneaux, Aznar et Mareschal, 2012). Cette forte progression a été confirmée et analysée dans des travaux ultérieurs (Abson *et al.*, 2014 ; Tancoigne *et al.*, 2014). Un réseau mondial, The Ecosystem Services Partnership, créé en 2008 propose une plateforme d'échange et de mise en réseau pour améliorer la recherche sur les services écosystémiques et les applications de ce concept. Le réseau The Ecosystem Services Partnership est structuré par groupes de travail thématiques, par biome[3] et par secteur. Il joue un rôle de capitalisation des retours d'expérience et organise des conférences annuelles à travers le monde. Il a créé en 2012 sa propre revue scientifique, *Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*. Par ailleurs, la revue *International Journal of Biodiversity Science & Management* est rebaptisée en 2010 *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. On pourrait multiplier les exemples témoignant du caractère structurant de la notion de service écosystémique dans le monde de la recherche académique et appliquée.

Cette diffusion de la notion concerne également les institutions aussi bien internationales que nationales. Dès 2009, le Programme des Nations unies pour l'environnement publie un rapport intitulé *Ecosystem Services Benchmark* (Grigg *et al.*, 2009). La Banque mondiale met en place en 2011 un réseau baptisé Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services dont l'objectif est d'intégrer dans les comptabilités nationales ces fameux services écosystémiques, etc. Pratiquement toutes les organisations internationales environnementales, mais aussi celles œuvrant sur les questions du développement, ont produit des documents intégrant la notion de service écosystémique. On peut même souligner l'apparition de cette

3. Un biome est une région, généralement sur plusieurs continents, qui a des caractéristiques similaires en termes de climat, de plantes et d'animaux.

problématique dans la récente encyclique *Laudato Si* du Pape François qui évoque les objectifs du développement durable et de la Cop 21 :

> « Il faut rappeler que les écosystèmes interviennent dans la capture du dioxyde de carbone, dans la purification de l'eau, dans le contrôle des maladies et des épidémies, dans la formation du sol, dans la décomposition des déchets, et dans beaucoup d'autres services que nous oublions ou ignorons » (François, 2015, p. 109).

Malgré cet engouement international, la diffusion de la notion de service écosystémique en France s'est faite de manière assez lente et timide. Lors de la Conférence internationale sur la biodiversité à Paris en janvier 2005, le terme de service écosystémique apparaît très peu. S'il est mentionné explicitement lors des séances plénières, aucun des douze ateliers thématiques ne l'évoque dans leurs comptes rendus. Le Grenelle de l'environnement tenu en octobre 2007 ne laisse pas non plus de place significative à la notion. Il faut justement attendre la fin de l'année 2007 pour que le terme devienne plus présent. L'initiative IMoSEB est lancée sous l'impulsion de la France après la conférence de Paris pour évaluer les besoins en connaissances scientifiques et les options politiques dans le domaine de la biodiversité. Son comité de pilotage soulignera en 2007 la nécessité de poursuivre les travaux du MEA et ce processus conduira à la création de l'IPBES en 2012. Un premier colloque organisé par l'Institut français de la biodiversité (IFB) quelques semaines plus tard (du 3 au 5 décembre) s'intitule alors « Changement global, biodiversité et écosystèmes : vers quels services écologiques ? ». L'Institut français de la biodiversité évoque, dans son travail de prospective de juillet 2008, l'agenda de recherche qui spécifie, cette fois de manière plus prononcée, l'intérêt d'une recherche sur les services écosystémiques. Mais la notion de service écosystémique reste encore confinée dans les milieux très spécialisés de la biodiversité avec, de plus, des réticences notables de la part d'une partie de ces spécialistes à son égard.

En effet, pour de nombreux chercheurs, la notion de service écosystémique est surtout un message destiné à des non-scientifiques et dénote d'une volonté de simplifier la complexité de la biodiversité qui ne peut être réduite à une liste de services. Selon eux, les bases écologiques de la notion de service écosystémique ne paraissent pas claires. Enfin, avant les années 2005-2008, les ministères français en charge de la recherche et de l'environnement ne semblent pas témoigner d'un fort intérêt pour les problématiques du changement global et de leurs conséquences sur les écosystèmes : ils soutiendront peu l'exercice du MEA (Hrabanski, 2013).

L'intérêt de la communauté scientifique française pour cette notion apparaît au moment même où la notion de service écosystémique devient de plus en plus associée à l'idée de rémunération pour services rendus (initiative TEEB), soulevant des réticences sur les liens croissant entre la notion et la

multiplication des initiatives valorisant des instruments de marchés[4] ou des logiques de financiarisation de la nature. De même, en cette fin de décennie 2000, la thématique des paiements pour services environnementaux ou écosystémiques (PSE), qui était jusqu'alors plus ou moins confinée au domaine de la foresterie dans les pays à forte biodiversité, apparaît dans les discours post-MEA et donne lieu à des expérimentations dans un nombre croissant de pays. Profitant de l'année internationale de la biodiversité en 2010, les initiatives promouvant des incitations économiques dans le domaine de la conservation de la biodiversité sont de plus en plus nombreuses.

Paiement pour service écosystémique ou environnemental

Les termes de paiement pour service environnemental ou de paiement pour service écosystémique sont de plus en plus utilisés de manière interchangeable dans la littérature. Pour être rigoureux, il convient de noter que le terme de paiement pour service environnemental fait référence à la théorie économique des externalités (chapitre 3) et a été utilisé massivement dans les pays tropicaux, comme par exemple au Costa Rica dès 1996 (chapitre 8). Celui de paiement pour service écosystémique est apparu plus récemment à la suite du Millennium Ecosystem Assessment pour évoquer les compensations au titre du maintien des services écosystémiques. Dans cet ouvrage, les auteurs évoquent l'un ou l'autre terme en fonction de leur sensibilité disciplinaire ou de contextes nationaux précis.

En France, l'idée que l'on puisse rémunérer certains acteurs économiques au nom de la conservation de certains services écosystémiques fait cependant son chemin et il n'est pas étonnant que des institutions s'en emparent. Le ministère de l'Environnement publie plusieurs rapports qui s'inscrivent dans la lignée du TEEB : identifier la valeur monétaire de la biodiversité par le biais des services fournis permet d'identifier les ressorts d'une gestion basée sur l'arrêt des aides publiques néfastes et la promotion d'incitations économiques (CEDD, 2010 ; CGDD, 2010a, 2010b, 2012). Le secteur agricole s'empare progressivement de la notion, mais avec retenue. Ainsi, si le rapport d'expertise de l'Inra de juillet 2008 (Inra, 2008) évite d'associer la problématique des services écosystémiques avec celle plus économique de leur rémunération, il n'en va pas de même pour certaines études produites par plusieurs ministères français. La sous-direction de la prospective et de l'évaluation du ministère de l'Agriculture publie en mars 2009 une note de

4. « Instruments de marchés » est une expression qui regroupe une diversité d'instruments de politique qui sont basés sur des incitations économiques et/ou de marché (*market based instrument*). On les oppose souvent aux mesures plutôt réglementaires.

synthèse intitulée « la rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture » (Ministère de l'Agriculture et de la pêche, 2009). Cette même année, paraît le rapport du Centre d'analyse stratégique qui fait le lien entre services écosystémiques et incitations économiques (Chevassus-au-Louis, Salles et Pujol, 2009). Ces discussions trouvent un écho particulier du fait du renouvellement de la politique agricole commune 2013 qui se discute alors. Le ministère de l'Environnement propose même d'utiliser les PSE (globaux, territoriaux, etc.) comme outil de promotion de la conservation de la biodiversité dans la politique agricole à venir (Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, 2010).

Depuis 2010, on peut constater une réelle augmentation de l'usage de la notion de service écosystémique en France, souvent par la médiation de l'Europe. L'engouement autour cette notion est manifeste et n'est pas sans évoquer la carrière fulgurante de celle de développement durable : elle se diffuse dans les cercles de l'administration, des organisations non gouvernementales et des médias, et ce à plusieurs échelles. Le projet Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, initié par l'Union européenne, coordonne les initiatives des États membres afin de stimuler et d'harmoniser les démarches d'évaluation, de cartographie et de mesure des services écosystémiques. Piloté par le commissariat général au développement durable du ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie, le projet Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques, lancé en 2012, met en synergie de nombreuses initiatives locales et participe de la construction de références partagées pour la mesure des services écosystémiques et de la biodiversité.

Par un effet boomerang, les scientifiques se mobilisent pour déconstruire le terme, en expliquer l'origine, discuter de sa mesure et de sa mise en pratique dans des politiques ou des dispositifs concrets. En France, l'Inra a mis en place en 2014 le métaprogramme Écoserv autour de la notion de service écosystémique pour créer des passerelles entre les travaux portant sur le fonctionnement des écosystèmes et les services qu'ils fournissent. En 2015, la Fondation pour la recherche sur la biodiversité a réalisé un travail de prospective et identifié une série de priorités pour la recherche autour des fonctions et des services des écosystèmes (Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 2015). En Europe, plusieurs programmes de recherche ont exploré les questions relatives aux valeurs de la biodiversité et des services écosystémiques (Biomot et Besafe – 2011 à 2015). D'autres projets européens se concentrent sur le fait de rendre opérationnelle la notion de service écosystémique (Operationalisation of Natural Capital and Ecosystem Services et Operas – 2012 à 2017)[5].

---

5. Biomot, Besafe et Operas sont trois projets de recherche européens sur les services écosystémiques (chapitre 1).

Cette notion n’est pas pour autant devenue consensuelle dans les arènes scientifiques. En France, elle fait l’objet de débats voire de controverses récentes (Arnaud De Sartre *et al.*, 2014 ; Devictor, 2014 ; Maris, 2014). Dès 2010, la Société française d’écologie ouvre un blog dédié à l’analyse critique du concept. Sur la scène internationale, les critiques se font de plus en plus entendre (Dempsey et Robertson, 2013 ; McAfee, 2012 ; Robertson, 2012) et dépassent largement les arènes scientifiques : certaines ONG sont très critiques à l’égard de cette notion tout comme quelques pays comme la Bolivie[6].

L’accélération de la diffusion de la notion, aussi bien dans les sphères académiques que dans les institutions publiques et le secteur privé, et son institutionnalisation (IPBES) s’accompagnent de contradictions entre un engouement parfois encore présent, un usage pragmatique et utilitariste de la notion et son rejet catégorique du fait de sa forte proximité avec l’usage croissant des logiques marchandes et financières dans la gestion de la nature.

LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE AU PRISME DES SCIENCES SOCIALES

Cet ouvrage rassemble des résultats de recherches conduites entre 2009 et 2014 dans le cadre du projet Serena (services environnementaux et usages de l’espace rural)[7]. Ce projet a mobilisé les sciences sociales afin d’explorer, pour la première fois en France, la genèse de la notion de service écosystémique et sa diffusion pour mieux saisir les changements que cela pouvait induire sur les politiques à destination du monde rural.

Le projet Serena a structuré ses recherches autour de trois axes complémentaires : un axe dédié à l’analyse de l’émergence de la notion dans les arènes internationales et dans trois pays ; un deuxième portant sur l’étude des dispositifs d’action publique (PSE, certification environnementale, aire protégée et labels) ; et un dernier dont l’objectif était de comprendre les effets de la mise en œuvre des dispositifs d’action publique sur l’évolution du concept lui-même.

Les trois pays analysés sont le Costa Rica, Madagascar et la France[8]. Le Costa Rica comme Madagascar sont des pays reconnus pour la richesse de leur diversité biologique liée à leurs écosystèmes de forêt tropicale. Le Costa Rica, doté d’institutions fortes et de liens étroits avec les États-Unis, a

6. La conclusion de l’ouvrage abordera de manière plus détaillée ces « paysages de la critique » de la notion de service écosystémique.
7. Ce projet a été soutenu par l’ANR dans le cadre du programme Systerra (ANR-08-STRA-13).
8. Le Cambodge et le Brésil ont également été étudiés mais de manière moins systématique que les trois premiers pays cités. En France, le projet a porté son attention sur la région Auvergne en France métropolitaine et sur deux départements d’outre-mer : la Réunion et la Guadeloupe.

joué un rôle pionnier pour la mise en œuvre de politiques intégrant la notion de service écosystémique. Madagascar, en revanche, est l'archétype d'un pays fortement dépendant de l'aide internationale, ce qui se traduit par un rôle prépondérant des acteurs de la coopération (bailleurs de fonds, ONG internationales) dans l'élaboration de ses politiques environnementales. Les recherches ont également porté sur les arènes et les acteurs internationaux qui ont joué un rôle clé dans l'émergence et la diffusion de la notion. La France, au sein de l'Europe, n'a pas été très active dans le processus d'émergence et de diffusion des services écosystémiques et constitue un terrain d'analyse intéressant pour saisir les mécanismes et les résistances d'un processus de diffusion.

Plusieurs questions ont été explorées. De quoi parlons-nous lorsqu'on évoque les services écosystémiques ? Quelles sont les racines écologiques et économiques de cette notion ? Quelles sont les zones d'ombre, les débats, les controverses, mais aussi les avancées conceptuelles et politiques permises par cette notion ? Comment s'incarne-t-elle dans de nouveaux instruments d'action publique ou, *a contrario*, contribue-t-elle à requalifier ou à reconfigurer des instruments déjà existants ?

Le but de l'ouvrage est de saisir la diversité des points de vues et des stratégies sur et autour de la notion de service écosystémique, et d'en comprendre les conséquences en termes de politique et d'action publique[9]. Avant de préciser la structure de l'ouvrage, il convient de préciser les usages des notions voisines de service écosystémique et de service environnemental.

SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE, ÉCOLOGIQUE OU ENVIRONNEMENTAL ?

Si l'idée de service retiré par l'homme du bon fonctionnement des écosystèmes est centrale dans le MEA, il ne s'agit pas pour autant d'une idée nouvelle. Déjà mentionnée dans les écrits des philosophes grecs, elle se retrouve également sous d'autres appellations dans l'histoire des idées. Par exemple, la notion de bienfaits de la forêt apparaît au début du XIXe siècle en France (Serpantié, Méral et Bidaud, 2012). L'idée même de services rendus par les forêts est explicitement mentionnée dans le *Grand dictionnaire universel du XIXe siècle* de Pierre Larousse en 1872. Plus récemment, mais bien avant le MEA, Bourrelier et Dietrich incluent dans la catégorie des ressources naturelles « les services rendus au titre de la protection et du support physique des activités et de la vie » (Bourrelier et Dietrich, 1989, p. 8). Depuis le MEA, l'appellation « service écosystémique » s'est généralisée même s'il existe de nombreuses variantes. Ainsi, Daily (1997) les

9. Le projet Serena a fait l'objet d'une large documentation. Le lecteur trouvera sur le site http://www.serena-anr.org/ l'ensemble de la production de l'équipe.

définit comme les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes permettent et soutiennent la vie humaine. Costanza et ses collègues (1998) parlent à leur tour de bénéfices que les populations humaines tirent directement ou indirectement des fonctions des écosystèmes. Plus récemment, Fisher, Turner et Morling (2009) évoquent certaines dimensions des écosystèmes utilisés activement ou passivement pour produire du bien-être humain. Enfin, le TEEB les définit comme les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain (TEEB, 2010).

Ces définitions se distinguent par contre de l'autre terme souvent utilisé qui est service environnemental. Il est vrai que lorsque l'on évoque des instruments d'action adossés à cette notion, le terme de service environnemental apparaît en premier lieu, notamment avec le recours aux PSE. Pour de nombreux analystes, il est important de distinguer les deux notions.

Nos recherches ont en effet montré que le concept de service écosystémique s'inscrit plutôt dans la lignée de travaux qui, comme le MEA, visent à évaluer la contribution du fonctionnement des écosystèmes au bien-être humain. Les initiatives TEEB et IPBES, qui prolongent le MEA, utilisent elles aussi le terme de service écosystémique.

Celui de service environnemental renvoie quant à lui, à une approche en termes d'externalités induites par des activités humaines. Très souvent utilisé pour qualifier les relations économiques qui ne passent pas par le marché (ce qu'en économie on nomme « externalité » ou « effet externe »), le service environnemental est employé dans le domaine agricole où il est justement question de la production de services par les exploitants (maintien de paysages hétérogènes, pratiques antiérosives, jachères fleuries, etc.) (Aznar, 2002). Ce terme est également central dans la problématique de la conservation de la biodiversité, à travers les aires protégées où il est aussi question de payer, de compenser, de récompenser certains acteurs (les gestionnaires de parcs, les paysans) pour le maintien de services dont bénéficie une autre partie de la population. La FAO (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) est une des rares institutions à avoir proposé une articulation entre les deux termes. Pour le domaine agricole, la FAO (2007) définit les services environnementaux comme la sous-partie des services écosystémiques qui peuvent se qualifier en termes d'externalités, c'est-à-dire tous les services écosystémiques sauf les services d'approvisionnement. Ceci lui permet de se focaliser sur la rémunération des exploitants pour ces services au titre de l'internalisation des effets externes.

Ainsi, le recours au concept de service écosystémique se retrouve plutôt dans les travaux dont l'objectif est de souligner la dépendance des humains vis-à-vis des écosystèmes dans un but pédagogique et de peser sur les politiques, tandis que les services environnementaux sont davantage associés à un argumentaire économique visant à résoudre les problèmes d'environnement par le marché. Cependant, cette distinction mérite d'être nuancée. La littérature montre en effet une tendance très nette à l'utilisation d'expressions telles

que « paiements pour services écosystémiques » ou « marché de services écosystémiques » (Kumar et Muradian, 2009 ; TEEB, 2010).

Finalement, au-delà des questions de terminologie, notre position dans le cadre du projet Serena a été de s'intéresser à la manière dont les acteurs définissent, évoquent et justifient l'emploi du terme de service écosystémique ou environnemental (Bonin, Antona, 2012 ; Pesche et Méral, 2015 ; Pesche *et al.*, 2013). Pour certains, il s'agit d'un concept scientifique qui doit nécessairement être défini et circonscrit à un domaine de recherche particulier. Pour d'autres, il s'agit juste d'une notion pratique permettant de rendre plus visible et perceptible les « apports » d'un milieu aux sociétés. Dans cet ouvrage, nous utiliserons principalement l'expression « service écosystémique » sauf dans les cas où la distinction avec « service environnemental » a du sens pour comprendre les dynamiques intellectuelles ou institutionnelles, comme c'est le cas au Costa Rica par exemple.

PRÉSENTATION DES CHAPITRES

Les différents chapitres qui structurent cet ouvrage peuvent être placés dans trois grandes thématiques : la genèse et la diffusion de la notion, son transfert dans les espaces nationaux étudiés et son intégration effective ou potentielle dans des instruments ou des politiques.

GENÈSE ET DIFFUSION DE LA NOTION

Le premier chapitre retrace la genèse et le déploiement de la notion de service écosystémique dans les agendas internationaux. À partir d'une description de la genèse de l'agenda international de la biodiversité, ce chapitre revient sur la dynamique impulsée par le MEA qui a indéniablement constitué le moment fort de l'internationalisation de la notion. En analysant les différents réseaux d'acteurs associés au MEA, le chapitre montre comment leur diversité permet de saisir les dynamiques ayant contribué par la suite à la diffusion de la notion et à sa progressive institutionnalisation à travers l'IPBES. Le chapitre décrit rapidement le mandat, les objectifs et les enjeux de cette nouvelle plateforme, puis s'interroge sur les controverses croissantes autour de l'évaluation économique de la biodiversité.

Les deux chapitres suivants approfondissent les différentes dimensions de la genèse de la notion de service écosystémique dans les milieux scientifiques. Le deuxième chapitre retrace les principales étapes de la genèse de la notion en écologie. Le chapitre souligne notamment l'importance des recherches sur les relations entre diversité biologique et fonctionnement des écosystèmes dans la genèse de la notion de service écosystémique. Il aborde les principales controverses autour de la notion de service écosystémique au sein de l'écologie depuis 2005. Il examine en particulier les débats autour de cinq questions. Les services écosystémiques sont-ils des entités ou des

processus ? Faut-il distinguer les fonctions des services ? Faut-il distinguer les services écosystémiques des bénéfices tirés des écosystèmes ? Quel est le rôle des humains dans la fourniture de services écosystémiques ? Faut-il prendre uniquement en compte les écosystèmes naturels ou élargir l'analyse aux agro-écosystèmes ? Ces questionnements se déploient dans la littérature en écologie mais ont également des conséquences sur les cadres d'analyses qui ont été forgés après le MEA. Le chapitre propose un rapide aperçu de la diversité de ces cadres qui, sans forcément remettre en question la notion de service écosystémique, l'articule de différentes manières avec d'autres variables pour saisir les relations dynamiques entre nature et sociétés.

Le troisième chapitre propose quant à lui une analyse historique de la genèse de la notion de service écosystémique en économie. Compte tenu de l'importance prise par la dimension économique dans les discours et les dispositifs d'actions relatifs aux services écosystémiques, il est apparu essentiel d'éclaircir cette dimension à partir d'une analyse retraçant l'histoire des idées économiques ayant conduit à la conceptualisation de cette notion. La thèse présentée repose sur l'idée de services rendus par la nature et a été développée depuis longtemps dans la littérature économique. L'émergence du courant d'économie écologique à la fin des années 1980 a renforcé cette idée en insistant sur le fait que la nature et les services qu'elle fournit constituent les fondements de la vie humaine et sont indispensables aux activités économiques. Il en ressort que l'innovation réside davantage dans la médiatisation de la notion de service écosystémique en dehors des cercles académiques que sur les techniques d'évaluation économique de l'environnement proprement dites. C'est donc surtout la place prise par l'économie qui explique les débats actuels autour de la marchandisation. Le développement d'outils de marché, la recherche d'une régulation de l'environnement par des incitations monétaires (tels que les PSE) participent à cristalliser les critiques face à l'économisation de la biodiversité dans un monde marqué par une vision utilitariste des services publics, que d'aucuns qualifieront de néo-libérale.

DIFFUSION DE LA NOTION DANS LES ESPACES NATIONAUX

Après avoir présenté les différentes dimensions de l'émergence de la notion, l'ouvrage analyse les dynamiques de son émergence et de sa diffusion dans les espaces nationaux. En effet, la notion de service écosystémique ne peut pas être simplement appréhendée comme un concept scientifique qui aurait par la suite été utilisé dans le champ politique. L'analyse détaillée de sa genèse montre clairement des allers-retours entre des initiatives scientifiques, des expérimentations politiques locales et nationales, des jeux d'acteurs internationaux, mais également des politiques publiques nationales et des jeux d'acteurs à l'échelle des pays qui façonnent, pour

partie, la dynamique de diffusion de la notion, dès les premières étapes de sa « carrière ».

Le quatrième chapitre sur le Costa Rica met en avant le caractère pionnier de ce pays qui a été le premier à mettre en place, en 1997, un programme de PSE d'envergure nationale. Les auteurs montrent la genèse de ce programme et les facteurs qui ont facilité son émergence. Ils soulignent aussi le fait que la notion de service écosystémique, centrale dans ce programme ciblant les propriétaires forestiers, a été utilisée plus tardivement dans les politiques de conservation (aires protégées et corridors biologiques) et les politiques agricoles. Le secteur du tourisme, pourtant central dans le pays, utilise peu la notion. Cette appropriation différentiée, dans le temps et entre secteurs, illustre bien le rôle déterminant des institutions et des acteurs concernés, au sein de chaque secteur, dans le processus d'usage et d'intégration de la notion de service écosystémique. Ce chapitre illustre bien le caractère polysémique de la notion plutôt utilisée au départ par des gestionnaires et des scientifiques spécialisés sur la forêt qui parlaient plus de service environnemental que de service écosystémique. La popularité internationale de la notion entraîne progressivement son usage croissant par une plus grande diversité de scientifiques (agroforesterie, écologie), mais également des organisations non gouvernementales, qui valorisent plutôt l'angle écosystémique de la notion. Le Costa Rica constitue une référence obligée dans la construction d'une histoire de la notion.

Le cinquième chapitre évoque le cas de Madagascar. Alors même que, comme le Costa Rica, Madagascar fait partie des pays ayant une grande biodiversité, la compréhension de la notion de service écosystémique reste très fragmentée selon les acteurs. Introduite récemment et indépendamment de l'État, elle s'est répandue *via* l'action des organisations non gouvernementales et des bailleurs de fonds internationaux qui interviennent depuis le début des années 1990 dans ce pays, et peu par le biais des acteurs étatiques (administration centrale et décentralisée, communes, etc.). Dans ce contexte, c'est le caractère économique du concept de service écosystémique qui prédomine à travers des dispositifs de PSE, la fiscalité sur l'eau et l'électricité, ou le financement durable de la conservation. L'évaluation des services écosystémiques à des fins d'intégration des dimensions environnementales dans la comptabilité nationale est pour le moment très récente et peu diffusée, même si elle est soutenue par la Banque mondiale, acteur incontournable de la politique environnementale malgache. Les auteurs de ce chapitre insistent sur le fait que la notion de service écosystémique comme bienfaits de la nature existe également à Madagascar et témoigne d'une évolution dans la manière d'appréhender la conservation, accordant de plus en plus d'importance aux motivations qui inciteraient la société malgache elle-même à contribuer à la conservation de la biodiversité. Cette notion laisserait plus de chance que les approches antérieures à un compromis entre les points de vue et les intérêts des sociétés locales et ceux de l'humanité, entre intérêts à

court et à long terme, à condition que tous les savoirs, scientifiques ou non, soient pris en compte, ce qui est encore loin d'être le cas.

Le sixième chapitre analyse l'émergence, la médiatisation et la mise œuvre en politique de la notion de service écosystémique dans le contexte français entre 2009 et 2014. Les auteurs examinent en quoi l'accélération de la pénétration du concept de service écosystémique en France peut être attribuée à une conjonction de facteurs et à l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité politique au sens de Kingdon (1995). Ce qui ressort clairement de cette étude est que la France s'est intéressée tardivement à la notion de service écosystémique. Dans le domaine agricole et rural, elle a, pendant plus d'une décennie, privilégié la notion de multifonctionnalité à des degrés variables selon le contexte politique, et ce jusqu'en 2003[10]. Après 2005, la notion s'est diffusée progressivement. Son introduction a été réalisée avant tout par des acteurs de l'environnement, ce qui explique en partie le faible écho rencontré dans les milieux agricoles. L'intérêt pour la notion s'est ensuite renforcé à partir des années 2008-2009 dans les milieux de l'environnement et agricoles, notamment par le biais de la publication de plusieurs rapports français et européens sur la question, mais également grâce aux débats autour de la renégociation de la politique agricole commune et de son verdissement.

Le septième chapitre prolonge ces analyses nationales en adoptant une approche comparée de la diffusion de la notion de service écosystémique et de PSE dans cinq pays : Brésil, Costa Rica, Cambodge, France et Madagascar. L'objectif est de montrer que les normes et les instruments de politiques promus à l'échelle internationale ne sont ni diffusés, ni appropriés de façon homogène dans les espaces nationaux. L'analyse débute par le Costa Rica, où les premiers programmes de PSE sont apparus. L'expérience costaricienne a ensuite été largement médiatisée à l'échelle internationale, puis diffusée à la fois dans des pays en développement et des pays développés. Les auteurs étudient alors les modalités de la diffusion et de l'appropriation de ces notions dans un pays développé, la France, dans deux pays en développement qui dépendent du régime de l'aide internationale, Madagascar et le Cambodge, et enfin dans un pays émergent qui affirme sa propre position, le Brésil. Le chapitre montre clairement que les modalités de diffusion diffèrent d'un pays à l'autre, et que les normes et les instruments de politique promus à l'échelle internationale sont largement adaptés aux contextes nationaux et révèlent dès lors des modalités d'appropriation distinctes.

---

10. L'idée de multifonctionnalité de l'agriculture suggère que cette activité remplit plusieurs fonctions auprès de la société : produire, protéger l'environnement, être un espace de loisir, etc. En ce sens, c'est une notion voisine de celle de service écosystémique bien qu'elle s'en distingue en assignant cette pluralité de fonctions à une activité humaine et non aux écosystèmes.

INSTRUMENTS ET POLITIQUES

Des contextes nationaux très différents voient s'élaborer des politiques nouvelles correspondant à des réformes et la transformation de politiques et d'instruments d'action publique plus anciens dans les domaines de la conservation de la biodiversité, de la gestion de la forêt, de l'agriculture ou d'autres interventions en milieu rural. Le programme Serena a identifié quatre types d'instruments qui ont été plus ou moins fortement transformés par la diffusion de la notion de service écosystémique : les PSE, les mesures agri-environnementales, les éco-certifications et les aires protégées. Chacun de ces instruments a fait l'objet de travaux empiriques spécifiques dont les principaux résultats sont présentés dans les quatre chapitres suivants.

Le huitième chapitre porte sur les PSE. Il montre que le principe des PSE est ancien, mais que sa conceptualisation est récente. D'abord développée dans le domaine forestier, l'idée gagne progressivement d'autres écosystèmes comme l'écosystème cultivé (agriculture) ou les écosystèmes marins. Stimulé par l'intérêt de renouveler les formes de soutien à la conservation, et également par l'agenda lié au changement climatique, le terme de PSE est parfois utilisé pour reformuler des dispositifs existants, créant ainsi de nombreuses confusions. Le principe du PSE est simple : il s'agit de rémunérer les usagers du sol pour les services écosystémiques qu'ils produisent et, pour cela, de faire payer les bénéficiaires de ces services. Toutefois, sa définition donne lieu à de nombreuses controverses en raison de la diversité des formes qu'ils peuvent prendre. Les PSE font l'objet de nombreux débats en termes d'efficacité et d'efficience environnementale, ainsi que d'équité et d'effet sur la pauvreté et les inégalités. Ils peuvent être vus comme des outils additionnels et non alternatifs aux précédentes interventions dans le domaine de la conservation. Ils ne constituent pas une panacée, comme le laisserait supposer la médiatisation de certaines *success stories* mises en avant par des acteurs soucieux de promouvoir des approches marchandes (par idéologie ou par besoin de financement). Il existe d'ailleurs peu d'analyses tangibles sur l'efficacité environnementale des PSE, notamment en raison de l'absence de données. Le seul point sur lequel la communauté scientifique s'accorde est que les chances de succès des PSE reposent en grande partie sur l'existence d'un contexte institutionnel local favorable.

Le neuvième chapitre porte sur les mesures agri-environnementales. Il s'agit d'explorer les similitudes et les spécificités de cet instrument de la politique agricole commune en Europe avec les PSE. Le chapitre fait le point sur la mise en place et l'évolution des mesures agri-environnementales depuis la réforme de la politique agricole commune en 1992. À partir du cas français, le chapitre analyse plus particulièrement les mesures agri-environnementales territorialisées, dont l'esprit se rapproche le plus de certains dispositifs de type PSE, comme les mesure agri-environnementales climatiques incluses dans la politique agricole commune depuis 2013. Si les différences

sont notoires entre les mesures de type mesures agri-environnementales et PSE, ces deux instruments convergent sur le fait qu'ils accordent une place croissante à des acteurs intermédiaires pour accompagner les processus de contractualisation sur lesquels sont basés les paiements.

Le dixième chapitre aborde la question des dispositifs de type éco-certification. Dans quelle mesure des dispositifs de certification environnementale des produits agricoles contribuent-ils à garantir la fourniture de services écosystémiques et à réduire les impacts négatifs sur l'environnement du processus de production, de transformation, de mise en marché et, *in fine*, de consommation ? Après avoir rappelé les particularités des systèmes agricoles en matière de fourniture de services écosystémiques, et proposé un cadre identifiant les liens entre mécanismes de certification dans les filières et leur fourniture, le chapitre analyse la mise en œuvre de plusieurs certifications au Costa Rica et à Madagascar, puis discute les atouts et les limites des certifications en tant que dispositifs en faveur de la fourniture de services écosystémiques.

Le onzième chapitre interroge les effets de la notion de service écosystémique sur les aires protégées. Bien que non directement appliquée aux aires protégées des pays du Sud, l'usage de cette notion a contribué à redynamiser un argumentaire ancien visant à soutenir financièrement les aires protégées au nom des bénéfices économiques qu'ils génèrent. Son introduction justifie notamment la multiplication, l'expansion et la diversification des aires protégées, en invoquant l'élargissement des fonctions de ces aires au-delà des limites des zones de conservation. Cependant, la référence aux services écosystémiques contribue également à diluer les objectifs de conservation de la biodiversité en créant de nouveaux objectifs (stockage de carbone…) et en instituant un cadre aux contours institutionnels imprécis, induisant des réactions de scepticisme et de prudence de la part de nombreux conservationnistes attachés à la conservation des espèces et des habitats.

L'ouvrage se conclut en dégageant les principaux résultats de recherche du programme et en mettant en perspective les différentes critiques de cette notion de service écosystémique. Une brève présentation des nouveaux domaines d'usage de la notion de service écosystémique permet de souligner que les dynamiques de sa diffusion se poursuivent dans des secteurs professionnels et des domaines d'intervention publique diversifiés.

Options théoriques et méthodologiques du projet Serena

Le projet Serena a été conçu au moment où la notion de service écosystémique commençait à peine à émerger en France (2008). L'ANR (Agence nationale de la recherche) a formulé à cette période un appel à projet Systerra qui s'interrogeait sur la manière dont cette notion s'est construite au cours du temps, sur l'existence de controverses et sur la traduction de la notion en termes économiques, politiques et juridiques. L'interrogation centrale était de mieux cerner les conséquences de sa diffusion sur le plan conceptuel, mais également pour les gestionnaires et les décideurs des politiques publiques. Le projet a mobilisé une trentaine de chercheurs de différentes disciplines des sciences sociales, principalement l'économie, la sociologie, la science politique et la géographie. Le contexte de l'émergence de la notion en France se caractérisait par une forte dualité entre des chercheurs hostiles à la notion et d'autres très enthousiastes pour l'utiliser dans leurs recherches. Le projet Serena a fait le choix de se tenir à égale distance entre engouement et critique radicale. En effet, un des objectifs du projet Serena a été de comprendre la pluralité des perceptions autour de la notion, la diversité des attentes et, progressivement, la diversité des critiques à son égard, considérant que la notion de service écosystémique n'était pas stabilisée. Du fait de cet angle d'analyse, le projet Serena n'a pas adopté de cadre conceptuel unique comme ont pu le faire d'autres programmes plus récents abordant des questions similaires[1].

Les recherches conduites dans le projet Serena ont combiné une économie institutionnelle attentive aux différentes dimensions de la gouvernance des politiques et des instruments d'action publique avec une approche en sociologie et en science politique cherchant à caractériser les processus de diffusion et/ou de transfert de la notion de service écosystémique et de ses instruments liés comme les paiements pour services environnementaux. La géographie a permis, sur certains terrains, de mieux comprendre les jeux d'échelles dans ces dynamiques de diffusion et de mise en œuvre en politique. Au lieu de concevoir la diffusion de la notion de service écosystémique comme un processus unidimensionnel trouvant son origine dans un concept élaboré par quelques scientifiques, validé internationalement pour ensuite se déployer dans les pays, le projet Serena a analysé cette diffusion comme un ensemble de circulations d'idées entre échelles locales, nationales et internationales associant un grand nombre d'acteurs (scientifiques, ONG, organisations internationales, administrations nationales, etc.) aux stratégies, aux points de vue et aux intérêts diversifiés.

1. Le programme Ages (Approches géographiques des services écosystémiques) a privilégié un cadre analytique combinant une approche foucaldienne avec une analogie entre la théorie de la modernisation écologique et la diffusion des services écosystémiques (Arnaud De Sartre *et al.*, 2014). Cherchant à dépasser les dualités croissantes entre les promoteurs et les adversaires de la notion de service écosystémique, des chercheurs britanniques ont adopté le cadre conceptuel de la justice environnementale pour défendre l'idée que la gestion de l'environnement produit à la fois de la justice et de l'injustice (Sikor, 2013).

GENÈSE DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LE DOMAINE DE L'ENVIRONNEMENT

1
LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES POLITIQUES INTERNATIONALES

Denis Pesche, Marie Hrabanski

Née dans la littérature scientifique anglophone (Costanza *et al.*, 1997 ; Daily, 1997 ; Ehrlich et Mooney, 1983), la notion de service écosystémique a ensuite été intégrée aux politiques internationales entre 2001 et 2005, notamment par le biais de l'exercice d'expertise internationale du Millennium Ecosystem Assessment (Méral, 2012). Depuis 2005, la notion de service écosystémique est passée, en l'espace de quelques années, d'une position de confinement dans des milieux scientifiques restreints, principalement la biologie et l'écologie de la conservation, à une position centrale dans les politiques internationales de la biodiversité et de l'environnement. Malgré la fragmentation des questions relatives à la biodiversité entre différentes conventions internationales (Convention sur la diversité biologique, Convention de Ramsar, Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, etc.) et organisations intergouvernementales, le Millennium Ecosystem Assessment (MEA) a proposé, avec la notion de service écosystémique, une approche plus globale de la biodiversité et il a assuré ainsi le succès de la notion qui, depuis 2012, constitue un des piliers conceptuels de l'Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES).

Le chapitre interroge d'abord les origines de la notion de service écosystémique dans les agendas internationaux. Puis il s'agira de comprendre le succès de la notion à l'échelle internationale, notamment au sein du MEA, puis de l'IPBES.

Aujourd'hui, la thématique des services écosystémiques dépasse le seul cadre des politiques internationales de la biodiversité, participe à la montée en puissance des évaluations économiques et monétaires de la biodiversité

et vient même renouveler les débats en cours sur les grandes questions globales comme le climat, l'agriculture, l'eau, etc., tout en étant également l'objet de controverses.

LES ORIGINES DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LES POLITIQUES INTERNATIONALES

Comprendre l'émergence de la notion de service écosystémique dans les agendas internationaux suppose de replacer l'analyse dans le cadre plus large des questions de conservation de la nature et de la diversité biologique, elles-mêmes enchâssées dans les préoccupations environnementales qui se sont exprimées d'une manière croissante à l'échelle internationale à partir des années 1970.

ÉMERGENCE DU PROBLÈME DE LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE DEPUIS LES ANNÉES 1970

D'une manière générale, les questions environnementales ont d'abord été formulées, depuis la fin du XIX[e] siècle, par des acteurs non étatiques (sociétés savantes liées à la protection de la nature, gestionnaires des ressources, organisations non gouvernementales environnementales, etc.) et par l'établissement de nombreux traités internationaux pour ensuite, à partir des années 1970, donner lieu à la création d'organisations intergouvernementales et de ministères de l'Environnement dans un nombre croissant de pays. Ainsi, à l'inverse de nombreux secteurs, comme l'agriculture par exemple, le domaine de l'environnement a vu son internationalisation en quelque sorte précéder, ou au moins être relativement simultanée, l'élaboration de politiques publiques et d'institutions publiques en charge des questions environnementales (Meyer *et al.*, 1997).

La Conférence internationale de Stockholm en 1972 a joué un rôle déterminant dans le déclenchement de ce processus en plaçant pour la première fois les questions environnementales au rang des préoccupations internationales (Le Prestre, 2005). Des scientifiques et des organisations non gouvernementales environnementales ont orienté fortement les débats de cette première conférence. Le sommet a donné naissance au Programme des Nations unies pour l'environnement. Au même moment, le Club de Rome a publié un rapport intitulé *Halte à la croissance ?* (Meadows *et al.*, 1972). À cette époque, les dirigeants mondiaux se sont engagés à se rencontrer tous les dix ans pour faire le point sur l'état de la terre. Plusieurs conventions internationales touchant les questions de diversité biologique vont se mettre en place dans les années 1970 : la Convention de Ramsar, relative à la conservation des zones humides (1971), la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction, adoptée en 1973, et la Convention sur les espèces sauvages migratoires adoptée en

1979. Plus spécialisée sur les questions agricoles, la Commission sur les ressources génétiques de l'alimentation et de l'agriculture est mise en place par la FAO en 1983. À l'échelle régionale, d'autres accords existent comme la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, dite Convention de Berne, adoptée en 1979.

Toutefois, si les questions environnementales parviennent au début des années 1970 à se structurer progressivement à l'échelle internationale, des militants de la conservation de la nature estiment que l'on n'accorde pas suffisamment d'importance au déclin de la diversité biologique. Dès la fin des années 1970, des scientifiques de renom attirent l'attention sur la question de l'extinction des espèces (Boisvert et Vivien, 2010).

En 1980, l'Union internationale pour la conservation de la nature[11], soutenue par l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (Unesco) et le World Wide Fund for Nature, présente sa *Stratégie pour la conservation mondiale de la biodiversité* qui vise à réconcilier les objectifs de conservation et le développement des sociétés humaines, jusque-là jugés incompatibles. Ce texte de l'Union internationale pour la conservation de la nature constitue un premier jalon en faveur d'un traitement international des questions liées à la diversité biologique et servira de base à des textes préparatoires autour desquels les négociations s'engageront au tournant des années 1980-1990. En effet, l'idée d'une convention sur la diversité biologique est alors promue dans les années 1980 par l'Union internationale pour la conservation de la nature sous la coordination du juriste Cyril de Klemm ; l'ambition des scientifiques et des militants écologistes d'alors était de repérer les composantes et les lieux de la biodiversité, conçue comme dotée d'une valeur intrinsèque, pour les protéger de l'influence humaine perçue comme nécessairement néfaste (Hermitte, 1992).

En 1988, les Nations unies se saisissent du dossier et, sous l'impulsion du directeur du Programme des Nations unies pour l'environnement, Mostapha Tolba, vont mettre l'accent sur les biotechnologies et les questions de transfert de technologie dans une optique Nord/Sud. Le cœur du projet est alors de « profiter des changements politiques résultant de la fin de la guerre froide pour construire un ordre environnemental global », et les négociations préalables à la convention, comme ses efforts par la suite, vont se concentrer, avec difficulté, sur la complexe question de l'accès et du partage des bénéfices liés à la diversité génétique.

À la même période, aux États-Unis, plusieurs biologistes de renom créent le néologisme de « biodiversité », contraction de diversité biologique, pour attirer l'attention des médias, des responsables politiques et du grand

11. Cette organisation non gouvernementale, basée à Genève, est un peu particulière dans la mesure où elle rassemble, dans ses comités nationaux, aussi bien des représentants de la société civile que des fonctionnaires des ministères ou d'autres organismes publics.

public sur les menaces pesant selon eux sur la diversité des espèces vivantes (Takacs, 1996 ; Wilson, 1988).

LA DIVERSITÉ BIOLOGIQUE MISE EN CONVENTION

Au début des années 1990, les questions environnementales occupent une place croissante à l'échelle internationale. La Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement, appelée également Conférence de Rio (1992) et organisée vingt ans après la Conférence de Stockholm, marque à ce titre un tournant dans la prise en compte des questions environnementales. Suite au rapport Brundtland (1987), la Conférence de Rio met en avant la notion de développement durable qui véhicule l'idée que les objectifs environnementaux ne peuvent être atteints s'ils ne rencontrent pas, de façon primordiale, les besoins économiques des nations et des populations. La notion de développement durable, accompagnée d'une nouvelle représentation de la nature, la biodiversité, ouvre la voie à une approche économique de la conservation et fait du secteur privé un acteur légitime des politiques environnementales. La Conférence de Rio marque d'ailleurs l'entrée officielle des entreprises dans la politique globale de l'environnement. En outre, le sommet de Rio se traduit par la mise en place de deux conventions cadres en 1992, une première sur le climat (Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques) et une deuxième sur la biodiversité (Convention sur la diversité biologique). Une troisième se mettra en place en 1994, la Convention de lutte contre la désertification.

Dès sa création en 1992, la Convention sur la diversité biologique va intégrer une lecture économique du problème de la diversité biologique, en estimant notamment que le développement d'un marché des ressources naturelles permettrait d'assurer la préservation des ressources biologiques (Aubertin, Pinton et Boisvert, 2007). De nombreux économistes vont s'emparer du problème de la biodiversité et développer des analyses pour en cerner les différentes dimensions (chapitre 3). La notion de « partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques », mise en avant dans l'article premier de la Convention sur la diversité biologique, ouvre la voie au développement des marchés des ressources génétiques. Les contrats de prospection génétique – ou bioprospection – sont dans cette perspective présentés comme des moyens privilégiés pour assurer la conservation des ressources génétiques (Aubertin, Pinton et Boisvert, 2007 ; Boisvert, 2005). La Convention sur la diversité biologique s'est surtout consacrée aux questions de régulation de l'accès aux ressources génétiques, notamment en mettant en place en 2000 un accord complémentaire sur la biosécurité (protocole de Carthagène, puis protocole de Nagoya en 2010). Les questions de la gestion des ressources génétiques ont ainsi pris le pas sur les questions de conservation des habitats et des espèces naturels (Boisvert et Vivien, 2010).

VERS UNE ÉVALUATION GLOBALE DE LA BIODIVERSITÉ

L'ampleur des problèmes environnementaux, leur complexité et leurs déclinaisons à différentes échelles ont contribué à la multiplication, dans les années 1980-1990, d'exercices d'évaluations environnementales globales dont le principal objectif est de formaliser un ensemble de connaissances sélectionnées pour les rendre publiques dans une optique d'aide à la prise de décision (Mitchell *et al.*, 2006).

Le plus connu de ce type d'exercice est le Giec (Groupe d'expert intergouvernemental sur l'évolution du climat). Constitué en 1989, il a précédé la mise en place de la convention internationale sur l'évolution du climat (Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques en 1992). Après plusieurs rapports très repris par les médias et soulevant de grands débats entre les gouvernements dans les instances internationales, le Giec va apparaître, aux yeux de beaucoup de scientifiques, comme un modèle d'exercice d'évaluation scientifique pour informer les décideurs politiques. Son organisation interne et ses modalités de fonctionnements serviront régulièrement de sources d'inspiration pour les évaluations globales de la biodiversité.

Peu de temps après la création de la Convention sur la diversité biologique en 1992, une première initiative d'évaluation globale est prise pour cerner les enjeux de la biodiversité à l'échelle de la planète. Le *Global Biodiversity Assessment*, initié par le Programme des Nations unies pour l'environnement et soutenu par le Global Environment Facility (1993-1995), se veut un exercice scientifique indépendant pour dresser un état des connaissances sur les multiples questions liées au sujet complexe de la biodiversité (Heywood, 1995). Ce rapport formule peu de recommandations aux décideurs et véhicule le message principal que les connaissances des processus liés aux questions de la diversité biologique sont encore très limitées. Selon R. T. Watson, qui a présidé ce premier exercice d'évaluation globale de la biodiversité, le *Global Biodiversity Assessment* a été reconnu comme un excellent travail scientifique, mais il n'a pratiquement pas eu d'impact sur la formulation des politiques car il a été conduit comme un exercice non gouvernemental, sans appropriation par les pouvoirs publics (Watson, 2005 ; Watson et Gitay, 2004).

ÉMERGENCE DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LE MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT

Peu de temps après la publication du *Global Biodiversity Assessment*, l'idée d'une évaluation globale des écosystèmes est lancée en mai 1998 à l'occasion d'une réunion organisée par le World Resources Institute, un

think tank américain, qui publie depuis 1986 un rapport sur l'état des ressources dans le monde (*World Resources*).

Dans un premier temps, un comité de pilotage (Exploratory Steering Committee) réunit une trentaine de personnes, dont une quinzaine de représentants du monde scientifique (universités, centres internationaux de recherche), une douzaine de représentants d'organisations internationales (Organisation des Nations unies, Banque mondiale, FAO, etc.) ou d'administrations nationales (Norvège, Chine, Slovaquie, Colombie), un représentant du World Resources Institute, de l'Union internationale pour la conservation de la nature et du World Business Council for Sustainable Development[12]. Cette diversité d'appartenance institutionnelle reflète la volonté de construire un processus multi-acteurs. Cette disposition est censée faciliter la mise en place d'un cadre de travail permettant la co-construction de la méthode pour rassembler et synthétiser les connaissances disponibles sur la dégradation des écosystèmes, et les voies et les moyens pour l'enrayer. En effet, plusieurs travaux sur les exercices d'évaluation environnementale globale ont montré l'importance déterminante du processus lui-même pour renforcer leur légitimité, grâce à l'implication d'une diversité d'acteurs reflétant l'éventail des intérêts autour de la question traitée (Clark, Mitchell et Cash, 2006). Cette période préparatoire (1998-2000) sera très importante pour impliquer réellement les représentants de plusieurs conventions relatives à la biodiversité, tout comme quelques acteurs clés à l'échelle mondiale (quelques pays comme la Chine, la Grande-Bretagne, des représentants du secteur privé, etc.).

Le comité de pilotage prend ensuite la forme d'un conseil d'administration d'une cinquantaine de personnes qui pilotera le processus entre 2000 et 2005. Il est coprésidé par R. T. Watson et A. H Zakhri. Le MEA reprend la structure de fonctionnement du Giec et se divise en trois groupes de travail s'intéressant respectivement aux tendances, aux scénarios et aux implications politiques[13]. Un quatrième groupe est constitué pour suivre la réalisation des évaluations régionales des écosystèmes. Une instance de pilotage opérationnelle est mise en place : le Panel d'évaluation des écosystèmes (Ecosystem Assessment Panel), composé des présidents des différents groupes de travail et de quelques personnes ressources, et présidé par H. Mooney. Une petite équipe technique dirigée par W. Reid coordonne les activités dont la conduite est assurée par plusieurs agences d'exécution

12. Cette organisation, basée à Genève, représente le secteur privé sur les questions de développement durable et réunit la plupart des plus grosses entreprises de la planète.

13. Le Giec est à l'époque, et encore aujourd'hui, considéré comme un modèle d'interface entre science et décision. R. Watson, qui a présidé le MEA, a également présidé le Giec durant la même période (de 1997 à 2002). D'autres experts de premier plan du MEA sont aussi impliqués dans le Giec (H. Gitay, R. Leemans, I. Baste, J. Sarukhan, etc.), facilitant ainsi les apprentissages entre ces différents exercices.

dont les missions sont régies par des termes de références contractés avec le Programme des Nations unies pour l'environnement[14].

La phase préparatoire est aussi l'occasion de jeter les bases d'un cadre d'analyse qui s'appuiera en grande partie sur la notion de service écosystémique appréhendée comme un concept permettant de mieux saisir les liens existant entre le fonctionnement des écosystèmes et les bénéfices que peuvent en tirer les sociétés humaines pour leur bien-être. Cette notion, qui a commencé à être discutée dans les milieux scientifiques dans les années 1990 (chapitre 2 et chapitre 3), avait d'abord été mise en avant par quelques scientifiques pour alerter les décideurs sur la dégradation des écosystèmes[15]. Le processus d'élaboration formelle du cadre d'analyse du MEA se déroule de 2000 à 2003, date de l'édition du document de référence[16]. Ce document souligne les points saillants du cadre conceptuel du MEA qui sont, pour ses promoteurs, l'occasion de mettre au centre du raisonnement le bien-être humain et la réduction de la pauvreté : les écosystèmes y contribuant par le biais des services qu'ils fournissent. Ce cadre conceptuel distingue les services de supports des trois autres types de services, afin de souligner leur rôle fondamental dans le maintien des écosystèmes par rapport aux autres services qui, eux, fournissent des bénéfices directs aux humains. Il met également en relief les relations de causalités en facteurs influençant le devenir des écosystèmes et qui peuvent être affectées par des décisions. En cela, le MEA vise bien le public des décideurs, aussi bien publics que privés (voir l'introduction de cet ouvrage). Les promoteurs du cadre d'analyse du MEA soulignent également ses spécificités par rapport à d'autres cadres d'analyse des interactions entre sociétés et environnement. Pour eux, ce cadre d'analyse considère les écosystèmes comme la base du développement, à la différence du cadre conceptuel des évaluations d'impact environnemental qui prend surtout en compte les impacts des actions humaines sur les écosystèmes. Il permet aussi d'intégrer les liens entre écosystèmes et bien-être humain et complète le modèle « Forces motrices-pressions-état-impact-réponses » (FPEIR, DPSIR en anglais) par la prise en compte des effets de retour des pressions environnementales.

---

14. En effet, une partie des financements (comme ceux du Global Environment Facility et de la Banque mondiale) a transité par une agence des Nations unies, ici le Programme des Nations unies pour l'environnement, qui a ensuite sous-traité à sept agences d'exécution localisées sur plusieurs continents. Ce caractère multisitué du secrétariat du MEA semble avoir concouru à un élargissement de la diffusion de ses résultats tout en se préservant d'une mainmise trop forte du Programme des Nations unies pour l'environnement sur la gouvernance du processus (entretien avec W. Reid, avril 2012).
15. Cette notion a d'abord émergé aux États-Unis avec la publication du livre de Gretchen Daily (1997), mais également la publication d'un article fondateur utilisant cette notion pour estimer les bénéfices produits par les écosystèmes à l'échelle du globe (Costanza *et al.*, 1997).
16. Le cadre conceptuel est un document assez complet (266 pages) décrivant les différentes facettes de la conception, la méthodologie et le contenu du MEA : il comprend le cadre conceptuel qui est une représentation graphique des éléments constitutifs de l'analyse et de leurs interactions (Alcamo *et al.*, 2003).

Enfin, le cadre du MEA permet d'envisager des dynamiques situées à des échelles différentes : géographiques (local, régional, global) et temporelles (court terme, long terme), ce qui le différencie également des évaluations classiques d'impact environnemental et du modèle « Forces motrices-pressions-état-impact-réponses ». Bien qu'il soit encore peu mis en application, les promoteurs du MEA estiment que leur cadre conceptuel permet de mobiliser différents types de savoirs, au-delà des connaissances scientifiques généralement dominantes dans ce type d'évaluation. Ce dernier point constituera un aspect primordial de la mise en place de l'IPBES à partir de 2012.

LA MOBILISATION DE RÉSEAUX MULTIPLES AUTOUR DU MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT

Les travaux du MEA se sont déroulés entre 2001 et 2005. Le processus a produit plusieurs documents. Le rapport d'évaluation, considéré comme le principal résultat du MEA, a été publié en 2005 sous forme de trois volumes reprenant les résultats des différents groupes de travail. Ces trois volumes portent respectivement sur l'état actuel et les évolutions des écosystèmes, les scénarios envisagés pour les écosystèmes et les réponses politiques possibles. Une deuxième série de rapports a été produite pour valoriser des études conduites à des échelons locaux ou à des niveaux géographiques intermédiaires : au total, 18 évaluations régionales ou locales (*subglobal assessments*) ont été publiées, ainsi que 15 études complémentaires. Une synthèse globale a été publiée en 2005 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Au total, le processus aura mobilisé plus de 1 300 experts pendant plus de quatre ans, à la fois pour contribuer à la rédaction des documents produits par l'évaluation, mais aussi pour leur relecture qui associe largement des représentants des gouvernements, des organisations et des conventions internationales.

Une analyse plus fine de la diversité de ces experts permet de mettre à jour la dynamique des connaissances et des réseaux qui est à l'origine de l'écho rencontré par le MEA après sa publication, et des effets qu'il produira par la suite, notamment la large diffusion de la notion de service écosystémique (Pesche, 2014). Le MEA s'appuie d'abord sur des réseaux de scientifiques spécialisés sur les questions de biodiversité. Ces derniers ont développé une analyse de la biodiversité qui s'adosse sur plusieurs programmes internationaux de recherche, lancés au cours des années 1990 et portés par l'International Council of Scientific Unions et Diversitas[17], dans lesquels il s'agissait d'articuler l'étude des écosystèmes à celle du changement climatique, très en vogue à l'échelle internationale. Des économistes issus de l'*Ecological Economics* vont également être associés à cette

17. Diversitas est un réseau international de recherche lancé en 1992 par l'International Council of Scientific Unions en collaboration avec l'Unesco et l'Union internationale des sciences biologiques.

dynamique et tenter ainsi de valoriser les écosystèmes pour alerter les décideurs (chapitre 3). C'est cette approche systémique qui est développée au sein du MEA et qui va permettre d'asseoir la notion de service écosystémique sur un socle de recherches plus larges en lien avec les problématiques du changement global.

Au-delà des scientifiques spécialisés sur les questions de biodiversité et d'économie écologique, le MEA va rassembler des acteurs situés à l'interface entre science et politique, qui peuvent être impliqués dans les conventions liées à la biodiversité (Convention sur la diversité biologique, Convention de Ramsar, etc.), et des représentants des thématiques du changement global et du développement, notamment des représentants du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (Consultative Group on International Agricultural Research) et de la Banque mondiale[18]. Le succès du MEA et la diffusion rapide de la notion de service écosystémique s'expliquent principalement par une capacité à mettre en évidence des interactions entre des acteurs hétérogènes tout en élaborant une communication ciblée vers des milieux et des domaines distincts. Ainsi, cinq synthèses thématiques sont élaborées, chacune visant une audience spécifique : la Convention sur la diversité biologique, la Convention des Nations unies sur la lutte contre la désertification, la Convention de Ramsar (zones humides), le secteur privé et le secteur de la santé (Pesche *et al.*, 2013).

DU MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT À L'INTERGOVERNMENTAL PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES

À la suite de la publication des rapports du Millennium Ecosystem Assessment en 2005, des interrogations vont émerger sur la pertinence et le volume des données disponibles sur les questions de biodiversité. Pour certains, la dynamique du MEA permet désormais, avec la notion de service écosystémique, de mieux communiquer sur les questions de biodiversité, alors que d'autres estiment au contraire que l'état des connaissances est encore lacunaire et que les recherches restent fragmentées entre des cadres théoriques peu articulés. C'est dans ce contexte que les promoteurs du MEA s'investissent massivement en faveur de la diffusion de leurs travaux et s'engagent dans la promotion de l'idée d'un mécanisme d'évaluation scientifique des écosystèmes. Ainsi, dès 2005, Diversitas qui se présente comme le porte-parole de la communauté scientifique sur les questions de biodiversité, appelle à la mise en place « d'un mécanisme international d'expertise sur la biodiversité dans la lignée du groupe existant sur le changement climatique (Groupe

18. Durant cette période, la Banque mondiale cherche à améliorer son image sur les questions environnementales, après des critiques portant sur plusieurs de ses projets.

d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) » (Locatelli, Babin et Torquebiau, 2010). Un consortium de partenaires du MEA[19] a ainsi été mis en place en 2007 pour stimuler son processus de suivi, dont le secrétariat a été installé dans les locaux du Programme des Nations unies pour l'environnement. Quatre objectifs sont fixés : poursuivre la construction d'une base de connaissance sur les liens entre biodiversité et services écosystémiques, chercher à faire adopter la notion de service écosystémique par les décideurs, diffuser les résultats du MEA et préparer la réalisation d'une seconde évaluation globale (Swedbio, 2010).

Parallèlement à cette dynamique de l'après-Millennium Ecosystem Assessment, et durant la même période (2005-2007), la France prend l'initiative d'organiser avec le soutien de l'Unesco une conférence internationale « Biodiversité, science et gouvernance », qui donnera l'impulsion d'un processus de consultation internationale multi-acteurs (IMoSEB – l'International Mechanism of Scientific Expertise on Biodiversity) pour évaluer les besoins en connaissances scientifiques et les options politiques dans le domaine de la biodiversité.

L'INTERGOVERNMENTAL PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES : UNE MEILLEURE INTERFACE ENTRE SCIENCE ET POLITIQUE

L'émergence de l'IPBES résulte de la convergence, non sans quelques tensions[20], de ces deux processus : l'initiative IMoSEB (2006-2007) et les suites du MEA (Larigauderie et Mooney, 2010).

En 2008, la neuvième Conférence des parties de la Convention sur la diversité biologique prend l'option d'amorcer un processus de construction d'une plateforme multi-acteurs pour améliorer l'interface entre science et politique sur la biodiversité. Cette initiative est placée sous la coordination du Programme des Nations unies pour l'environnement. La première réunion pour la création de l'IPBES a lieu en novembre 2008 à Putrajaya en Malaisie. La plate-forme a vocation à mobiliser les connaissances existantes

---

19. Le consortium comprend, entre autres, le Programme des Nations unies pour le développement, le Programme des Nations unies pour l'environnement, l'Union internationale pour la conservation de la nature, le World Resources Institute, l'Agence européenne pour l'environnement, le Global Environment Facility, la FAO, l'Unesco, l'United Nations University Institute for the Advanced Study of Sustainability, l'International Council of Scientific Unions et plusieurs agences gouvernementales (Sida pour la Suède, le Directorate-General for International Cooperation pour les Pays-Bas). La Grande-Bretagne sera très active dans la diffusion des résultats du MEA et de la notion de service écosystémique suite à une évaluation parlementaire du MEA (House of Commons, Environmental Audit Committee, 2007).
20. Les promoteurs du MEA reprocheront à l'initiative IMoSEB une prise en compte limitée de leurs résultats et le fait que seul les aspects concernant la biodiversité aient été retenus, alors que le MEA avait tenté d'établir des ponts entre biodiversité et développement (audition de W. Reid, cité dans House of Commons, Environmental Audit Committee, 2007).

sur la biodiversité et les services écosystémiques pour éclairer les décisions politiques. Elle doit garantir l'indépendance scientifique des travaux et assurer leur crédibilité, leur pertinence et leur légitimité. La deuxième réunion de l'IPBES s'est tenue à Nairobi à l'automne 2009 et une troisième réunion, organisée en Corée du Sud du 7 au 11 juin 2010, a élaboré la feuille de route de sa création. Deux autres réunions vont s'ajouter à son lent processus d'émergence : Nairobi en 2011 et Panama en 2012. Cette dernière réunion verra l'IPBES être formellement créé (Vadrot, 2014). Sa première session plénière est organisée en janvier 2013 (IPBES-1) à Bonn, ville désignée en 2012 comme le siège du secrétariat de la plateforme. La seconde réunion plénière a été organisée à Antalya (IPBES-2) en décembre de la même année et la troisième en janvier 2015 à Bonn.

Le programme de travail de l'IPBES, arrêté pour cinq ans (2014-2018), se propose de remplir quatre grandes fonctions : identifier et hiérarchiser les principales informations scientifiques dont les décideurs ont besoin et promouvoir la production de nouvelles connaissances sans entreprendre directement de nouvelles recherches ; conduire des évaluations périodiques de l'état des connaissances en matière de biodiversité et de services écosystémiques et sur des thèmes spécifiques à des échelles mondiale, régionale et sous-régionale ; appuyer l'élaboration et l'exécution des politiques en identifiant des outils et des méthodes appropriés ; et hiérarchiser les besoins en matière de renforcement de capacités et fournir des appuis en vue d'améliorer l'interface entre science et politique. Pour mener à bien ces quatre fonctions, quatre objectifs ont été identifiés.

– Renforcer les capacités et les connaissances à l'interface entre science et politique pour que la plateforme puisse s'acquitter de ses principales fonctions[21] (objectif 1). Cet objectif transversal est une spécificité de l'IPBES répondant à la demande de pays en développement. La réunion d'Antalya (IPBES-2) a acté la mise en place de trois équipes spéciales. La première travaillera sur le développement des compétences et aura pour objectif de mettre en place des programmes de formation et des bourses, surtout pour les experts des pays en voie de développement, afin que ceux-ci puissent participer aux évaluations de la plateforme. Une seconde équipe spéciale s'intéressera aux systèmes de connaissances locaux et autochtones en vue de leur intégration dans les évaluations à venir. La troisième équipe aura pour tâche d'identifier les besoins prioritaires en termes d'outils de production et de gestion des connaissances et des données sur la biodiversité.

– Renforcer l'interface entre science et politique à l'échelle régionale et globale (objectif 2). Ce chantier a démarré avec l'élaboration d'un guide

21. Cet objectif transversal, mais également les deux suivants sont explicitement reliés à plusieurs « objectifs d'Aïchi » élaborés en 2010 dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique.

sur l'intégration des évaluations à différentes échelles et des évaluations sous-régionales et régionales avec l'idée d'entreprendre une évaluation globale, prévue pour fin 2018.

– Renforcer l'interface entre science et politique sur des questions thématiques (objectif 3). La première, en cours de finalisation, est une évaluation dite « accélérée » sur « la pollinisation et les pollinisateurs associés à la production alimentaire ».

– Faire connaître et évaluer l'IPBES, ses résultats et ses conclusions (objectif 4). Cela comprend en particulier l'élaboration de catalogues répertoriant les évaluations et les outils d'aide à la décision existants, mais également des outils et des méthodes d'appui aux politiques.

LES GRANDS ENJEUX DE L'INTERGOVERNMENTAL PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES

Plusieurs grands enjeux sont transversaux à l'IPBES.

L'un de ces principaux enjeux est l'articulation des questions de conservation et de développement (Duraiappah et Rogers, 2011). Un des premiers objectifs de la plateforme est de combler les lacunes de connaissances, par le soutien des pays du Nord à la constitution de capacités d'expertise dans les pays du Sud (Pesche *et al.*, 2014). Ce premier enjeu donne lieu à des négociations difficiles entre les pays impliqués puisqu'il renvoie à la question complexe des rapports entre conservation et développement (Rodary, 2008 ; Rodary, Castellanet et Rossi, 2003). En marge des sessions plénières, des représentants du G77 ont d'ailleurs rappelé que, dans leur pays, ils peinent à convaincre de la pertinence de la conservation de la biodiversité, celle-ci étant souvent perçue comme un frein au développement économique. Or, le lien entre la protection de la biodiversité et les questions de développement n'a pas été encore été réellement débattu au sein de l'IPBES, et les associations de développement sont pour l'instant encore peu présentes dans le processus.

Un autre enjeu concerne sa capacité à articuler différents systèmes de connaissances. Les participants et les observateurs de l'IPBES rappellent souvent l'analogie qui existe avec le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Giec). La renommée du Giec permet ainsi de construire une structure et un mode de fonctionnement basés sur une expérience considérée comme réussie. Mais la mise en place de la plateforme ne se fait pas vraiment à l'identique et comporte des spécificités qui font la singularité de l'IPBES (Brooks, Lamoreux et Soberón, 2014). Les communautés locales et indigènes, de par leurs connaissances en matière de gestion et de conservation de la biodiversité, occupent une place stratégique dans la Convention sur la diversité biologique. Par conséquent, la nouvelle plateforme accorde une importance à l'intégration des savoirs provenant de ces groupes, mais aussi des savoirs locaux liés à différentes communautés professionnelles ou scientifiques (Soberón et Peterson, 2015 ; Turnhout *et al.*, 2012).

Un troisième enjeu méthodologique concerne la question des échelles. À la différence des évaluations sur le changement climatique, l'érosion de la biodiversité s'observe d'abord à une échelle locale, mais également à des échelles plus larges, ce qui plaide en faveur de la mise en place de programmes de travail régionaux et nationaux, lesquels devront être coordonnés par l'IPBES à travers des modalités permettant l'articulation de ces différentes échelles.

Un quatrième enjeu concerne l'articulation de l'IPBES avec les autres conventions relatives à la biodiversité et son rôle d'interface entre science et politique. Son ambition est d'offrir une enceinte faisant référence autant chez les scientifiques que chez les décideurs. La Convention sur la diversité biologique figure parmi ses interlocuteurs privilégiés car elle est dotée d'un organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques, connu sous son nom anglais de Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (SBSTTA) que l'IPBES viendrait renforcer. Au moment de la mise en place de la platerforme, l'idée était que cet organe subsidiaire pourrait identifier les besoins liés à la mise en œuvre des stratégies d'action de la convention sur lesquels l'IPBES pourrait apporter son aide ; en retour, les travaux de l'IPBES constitueraient une base pour les recommandations du Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice. Si le fonctionnement de l'IPBES se réclame du Giec, il est en fait relativement différent. Les données sur la biodiversité sont encore lacunaires dans de nombreuses régions, alors que la science du climat était déjà relativement avancée lors de la création du Giec.

Enfin, les risques d'une approche principalement économique et utilitariste de la nature sont discutés au sein de l'IPBES. En effet, son cadre conceptuel intègre différentes perspectives sur la nature et prend en compte à la fois l'approche en termes de services écosystémiques, mais aussi d'autres perspectives accordant une place centrale à des dimensions culturelles et sacrées. Cette prise en compte d'une pluralité de perspectives sur la nature plaide en faveur d'une ouverture disciplinaire qui, au-delà des sciences de la nature, s'ouvre aux recherches en sciences sociales, ainsi qu'aux détenteurs de savoirs locaux et autochtones. Toutefois, certaines analyses émettent des doutes sur la possibilité pratique d'une harmonisation de perspectives si différentes dans un même cadre d'analyse (Borie et Hulme, 2015).

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET ÉVALUATION MONÉTAIRE DE LA BIODIVERSITÉ

Le rapport d'étape de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2008) s'inscrit dans la continuité du MEA en insistant sur les pressions anthropiques qui pèsent sur la biodiversité et l'impact négatif que cela engendre sur les activités économiques et le bien-être. Son apport spécifique

est de proposer une lecture économique du problème (défaillances des marchés) et, outre un cadre méthodologique pour les prochaines étapes, une synthèse finalement assez classique en termes politiques : repenser les subventions, récompenser les bénéfices ignorés, étendre l'application du principe pollueur-payeur, créer de nouveaux marchés, partager les bénéfices de la conservation, etc.

Ce rapport fait appel de manière plus précise à des données monétaires issues d'évaluations économiques à travers le monde (sur les récifs coralliens, les mangroves, etc.) pour justifier l'investissement dans les aires protégées, les infrastructures écologiques, la restauration écologique, etc. Des rapports à destination des décideurs, puis des milieux d'affaires et enfin des citoyens (création de réseaux sociaux), ont ensuite émergé, pour « offrir une argumentation économique exhaustive et irréfutable pour la conservation des écosystèmes et de la biodiversité » (TEEB, 2008). La thématique de l'évaluation des services écosystémiques n'est toutefois pas uniquement portée par The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Les publications sur la valeur monétaire des services écosystémiques se multiplient, que ce soit de la part de l'OCDE, de la Convention sur la diversité biologique, de la FAO, du Global Environment Facility, de la Banque mondiale ou encore de nombreuses organisations non gouvernementales et de *think tanks*. L'intérêt de l'évaluation monétaire pour intégrer les effets potentiels en termes d'atteinte à la biodiversité des projets et des programmes est ainsi de plus en plus reconnu mais suscite également des critiques croissantes.

Depuis la publication du Millennium Ecosystem Assessment, de nombreux travaux en sciences sociales discutent des liens entre service écosystémique et marchandisation (voir conclusion de cet ouvrage). Pour de nombreux auteurs, évaluation monétaire ne signifie pas pour autant mise sur le marché, la valeur étant distincte du prix (Chevassus-Au-Louis, Salles et Pujol, 2009 ; Salles, 2010). Pour d'autres au contraire, la marchandisation de la nature est implicite dans l'évaluation monétaire, la notion de service écosystémique et les instruments de marché qui en découlent (Maris, Mathevet et Béchet, 2010 ; Robertson, 2004 ; Walker *et al.*, 2009). Ces controverses sont également alimentées par l'essor, depuis le milieu des années 2000, des banques de compensation, inspirées plus ou moins directement de mécanismes dits de marché (Boisvert, Méral et Froger, 2013 ; Froger et Hrabanski, 2014) même si les liens entre ces instruments et la notion de service écosystémique sont parfois indirects.

À l'échelle internationale, si la plupart des grandes organisations non gouvernementales de conservation et des groupements d'entreprises sont favorables à l'approche par les services écosystémiques et les instruments de marché qui en découlent (Hrabanski *et al.*, 2013), quelques acteurs se montrent plus réticents. Des organisations qui représentent les intérêts des peuples indigènes et des organisations proches de la mouvance altermondialiste dénoncent ce qu'elles estiment être une marchandisation de la nature

basée sur l'évaluation monétaire de la biodiversité. Ces acteurs critiquent la dimension utilitariste de la notion de service écosystémique et doutent de la capacité du marché à pouvoir répondre de façon juste et efficace aux enjeux de conservation. Enfin, lors des récentes négociations au sein de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), les neuf pays sud-américains et caribéens de l'Alliance bolivarienne pour les peuples de notre Amérique (Alba) ont exprimé leurs réserves sur l'utilisation de la notion de service écosystémique et sur la mise en œuvre d'instruments de marché pour la biodiversité (Hrabanski, 2014). Cette approche repose, selon eux, sur une perspective utilitariste et anthropocentrée de la biodiversité qui va à l'encontre des fondements même de leur culture. Toutefois, si ces pays semblent rejeter l'approche en termes de service écosytémique et l'ensemble des instruments de marché, dans les faits, la Bolivie a mis en place par exemple un système de paiement pour services hydrologiques par des subventions publiques (paiements pour services environnementaux dits de Los Negros), reflétant ainsi la grande diversité des dispositifs qui s'inspirent de ces approches.

VERS UNE INTÉGRATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES POLITIQUES ET LES DÉBATS INTERNATIONAUX

L'analyse de l'émergence et de la diffusion à l'échelle globale de la notion de service écosystémique est décisive pour comprendre la façon dont les politiques publiques se transforment. En effet, les politiques de conservation de la nature, mais aussi certaines politiques sectorielles (forêts, agriculture, eau, etc.) dans plusieurs pays, se voient refaçonnées en partie du fait de l'introduction de la notion de service écosystémique et de ses conséquences (évaluations monétaires de la biodiversité et des services écosystémiques). Malgré les controverses qu'elle continue de susciter, la notion de service écosystémique s'est diffusée dans d'autres domaines politiques et scientifiques, notamment dans les enceintes discutant les questions agricoles, de l'eau, du changement climatique ou encore de la forêt. La multiplication des agendas internationaux intégrant la notion de service écosystémique explique pour partie la rapidité et la multi-dimensionnalité des processus de diffusion et laisse à penser que la notion n'est pas qu'une nouvelle mode rhétorique, mais une notion qui contribue, par les usages divers qui en sont faits, à transformer les politiques (Turnhout *et al.*, 2013).

Ainsi, le rapport de la FAO de 2007 avance l'idée que l'agriculture bénéficie des services écosystémiques issus des écosystèmes, mais qu'elle en fournit également. Ces discussions renvoient implicitement aux débats autour des politiques agricoles et des soutiens à tel ou tel type d'agriculture, et plus généralement à des questions d'aménagement du territoire. La notion

de service écosystémique va ainsi alimenter une partie des débats dans le cadre de la réforme de la politique agricole commune en 2013, dans la mesure où certains acteurs se prononcent en faveur d'une nouvelle « politique rurale et agri-environnementale » soutenant les biens publics fournis par certains types d'agriculture et non encore rémunérés par le marché (Valette *et al.*, 2012).

De même, des experts habituellement impliqués dans les secteurs de l'eau, et notamment dans le Global International Water Assessment (GIWA) entre 1999 et 2003 et dans le World Water Development Program (WWDR), ont été associés aux instances décisionnelles du MEA et à la rédaction et à la relecture de ses rapports. Depuis, la notion de service écosystémique a été mobilisée dans divers forums, et notamment lors du dernier Forum mondial de l'eau en 2012.

Dans le domaine du changement climatique, la notion connaît également un succès important. Outre les nombreux experts du climat qui ont été invités à participer au MEA, la notion de service écosystémique telle qu'elle est décrite dans le rapport souligne l'importance des services qui assurent la régulation du climat, et dresse ainsi un pont entre les questions de biodiversité et celles du changement climatique. Enfin, la notion de service écosystémique est également largement mobilisée dans les enceintes internationales qui discutent des questions de gestion des forêts (Centre de recherche forestière internationale, Forum des Nations unies sur les forêts, Groupe intergouvernemental sur les forêts etc.).

La récente mise en place de l'IPBES et d'un programme de travail comprenant des évaluations, aussi bien thématiques (pollinisation, érosion des sols, etc.) que globales ou sous-globales (par continent, par région), va sans doute relancer les débats sur la pertinence et le caractère opérationnel de la notion de service écosystémique. Il paraît en tout cas certain que cette notion a largement conquis de nombreuses enceintes internationales discutant de questions diverses, élargissant son pouvoir d'influence sur les politiques, mais aussi les risques de sa remise en cause par des critiques multiples.

2

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : UNE NOTION DISCUTÉE EN ÉCOLOGIE

Fanny Rives, Denis Pesche, Philippe Méral, Stéphanie M. Carrière

D'abord imaginé par des écologues, le concept de service écosystémique a été forgé pour souligner l'importance du rôle du fonctionnement des écosystèmes pour les sociétés humaines (Daily, 1997 ; de Groot, 1992 ; Ehrlich et Ehrlich, 1982). Dans un contexte de dégradation des écosystèmes et de disparition des espèces, le concept visait à sensibiliser sur la nécessité de maintenir ce fonctionnement, au-delà de la conservation de la biodiversité au sens strict. À partir de l'analyse des origines du concept de service écosystémique au sein de l'écologie, ce chapitre en explore les différents usages et les différents sens, ainsi que les débats que la notion a suscités au sein de la discipline. En effet, pour de nombreux spécialistes, l'appellation service écosystémique ne va pas de soi en écologie. Tant que le concept avait pour but de lancer un message d'alerte, son caractère métaphorique pouvait suffire. Mais aujourd'hui, dans la dynamique de l'après-Millennium Ecosystem Assessment telle qu'elle émerge avec l'IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) notamment, la question de l'évaluation de ces services devient centrale. Elle renvoie donc inévitablement aux problèmes posés par les zones d'ombre de ce concept par rapport à l'enjeu plus général de conservation de la biodiversité. Ceci est largement perceptible lorsque l'on observe les cadres d'évaluation proposés par différents institutions ou chercheurs. Dans une première section, nous revenons sur les racines écologiques de la notion de service écosystémique. Dans une deuxième section, nous identifions ces zones d'ombre à travers l'exposé de quelques questions clés. Dans une troisième section, nous illustrons ces

problèmes à travers l'étude des cadres d'analyse les plus discutés dans la littérature et dans les institutions environnementales.

ÉVOLUTION DE LA NOTION EN ÉCOLOGIE

Le concept de service écosystémique, tout comme ceux l'ayant précédé (services de la nature, fonctions de la nature, fonctions de l'environnement), a été mis en avant par quelques écologues dans les années 1970 dans le but de souligner la dépendance des sociétés humaines à la nature et l'urgence de sauvegarder le bon fonctionnement des écosystèmes (Ehrlich et Ehrlich, 1982). Au-delà d'un cri d'alarme, certains auteurs affichent la volonté d'introduire avec ce concept une nouvelle manière d'appréhender, plus écosystémique, les bénéfices que les humains tirent de la nature. Cette posture introduit une rupture avec le terme plus ancien de ressources naturelles, centré, lui, sur les composantes utiles des écosystèmes (eau, végétaux, animaux par exemple), et non sur les processus permettant le renouvellement de ces composantes, ni sur ceux directement utiles aux hommes (régulation des cycles hydriques, stockage du carbone par exemple).

LES MOTIVATIONS INITIALES : SENSIBILISATION ET PRISE EN COMPTE DES PROCESSUS ÉCOLOGIQUES

L'introduction de cette nouvelle approche émane de la volonté de reconnaître et de mettre en évidence que le fonctionnement global des écosystèmes, et pas seulement de leurs composants pris isolément, est utile aux humains. L'un des précurseurs du concept de service écosystémique souligne que, traditionnellement, la valeur des écosystèmes naturels n'était prise en compte que lorsqu'ils avaient un usage pour l'homme (de Groot, 1992). Pour l'auteur, « le concept de fonctions environnementales inclut non seulement les biens récoltés (les ressources naturelles au sens strict) et les valeurs d'usage des terres mais renvoie également aux autres bénéfices moins tangibles des espaces naturels » (*ibid.*, p. 4). Les fonctions de l'environnement sont ainsi définies comme « la capacité des processus naturels et des composants à fournir des biens et des services qui satisfont les besoins humains ». Ce concept de fonctions de l'environnement inclut les ressources mais les resitue au sein d'une perspective plus globale, car il intègre les processus écologiques dans les bénéfices que les humains tirent des écosystèmes.

Dans son ouvrage *Nature's Services*, Gretchen C. Daily (1997) introduit les services écosystémiques en tant que processus et souligne la distinction qu'elle y voit avec les biens fournis par les écosystèmes : « Les services écosystémiques sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui les constituent, soutiennent et satisfont la vie humaine » (Daily, 1997, p. 3). Ainsi, Daily souligne l'importance des processus écologiques, et ce plus spécifiquement dans les écosystèmes

naturels. Cette approche est motivée par la volonté de mettre en avant ces processus écologiques qui ne sont généralement pas reconnus, contrairement aux produits de l'agriculture et aux composantes de l'écosystème, telles que le bois ou le poisson, qui sont valorisés sur les marchés.

RACINES ÉCOLOGIQUES DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE

Les premières hypothèses sur les relations entre diversité biologique et fonctionnement des écosystèmes ont été avancées, il y a déjà longtemps par Darwin : sur la base d'observations sur l'agriculture, on a alors pensé que la diversité des espèces devait avoir nécessairement un effet positif sur la productivité. Les premières études expérimentales sur les relations directes entre diversité des espèces et processus des écosystèmes ont débuté dans les années 1970. Ces études s'intéressaient aux effets d'une modification du fonctionnement des écosystèmes sur la diversité spécifique *via* l'ajout de nutriments (Huston, 1979 ; Silvertown, 1980).

À partir des années 1990, les écologues se tournent vers l'étude des effets de la diversité spécifique sur les processus écologiques ou les propriétés des écosystèmes. La question s'inverse donc par rapport aux études plus anciennes. D'après Naeem (2002), les approches sur la biodiversité évoluent. Alors que les écologues cherchaient à connaître l'origine de la biodiversité, ils s'attachent désormais à comprendre son rôle. Ces études se développent dans la lignée des ouvrages en écologie sur la biodiversité et sur les conséquences de sa dégradation (Ehrlich et Ehrlich, 1982 ; Wilson, 1992). Elles portent majoritairement sur les effets de la diversité spécifique sur la production de biomasse. Elles s'appuient sur des approches théoriques, sur des modèles (Tilman, Lehman et Thomson, 1997), sur des expérimentations à l'échelle de la parcelle (Tilman et Downing, 1994) ou sur des reconstitutions d'écosystèmes en milieu contrôlé (Naeem *et al.*, 1995) et, plus rarement, sur des suivis en milieu réel (Wardle *et al.*, 1997).

L'émergence des travaux sur les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes est attribuée aux inquiétudes de leurs auteurs sur les conséquences des pertes de biodiversité liées aux activités humaines (Hooper *et al.*, 2005) au sein d'une mouvance post-Rio 1992 (Cardinale *et al.*, 2012). Cet intérêt de la part des écologues a été renforcé par l'émergence des problématiques associées aux changements globaux (Symstad *et al.*, 2003).

Toutefois, selon les auteurs et les périodes, les finalités de ces travaux sont variables. Certains auteurs semblent être motivés par la volonté de démontrer le rôle de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes (Tilman, Lehman et Thomson, 1997). Si les questions sont étroitement liées, les méthodes pour y répondre sont différentes. Au regard des méthodes utilisées, les premières études sur les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes étudiaient plutôt les effets dus à un changement du

nombre d'espèces ou de groupes fonctionnels, et non les conséquences des pertes d'espèces liées aux activités humaines.

Entre 1990 et 2012, ces études étaient justifiées par leur capacité à répondre aux questions relatives à la fourniture de services écosystémiques et pour leur utilité dans le domaine de la conservation de la biodiversité. L'utilisation des résultats sur les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes, obtenus à partir d'études expérimentales, pour tenter de répondre à des questions plus pragmatiques relatives aux conséquences des pertes de biodiversité sur la fourniture de services écosystémiques en milieu réel, soulève un certain nombre de questions méthodologiques (Cardinale *et al.*, 2012 ; Kremen, 2005). D'abord, les résultats sur les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes furent obtenus à partir de modèles théoriques ou d'expérimentations conduites à l'échelle de la parcelle tandis que les stratégies pour la conservation de la biodiversité ou le maintien des services écosystémiques se posent généralement à des échelles plus globales. Ensuite, la majorité des études concernent des évaluations des effets de la diversité sur la production. À partir de quelques études s'intéressant à d'autres processus, il a été démontré que l'effet de la diversité dépend des processus considérés (Hooper *et al.*, 2005). Par exemple, l'effet de la diversité sur des processus considérés comme importants dans l'approche par les services, tels que la régulation du climat ou la purification de l'eau, est plus difficile à étudier (Schwartz *et al.*, 2000). Il existe ainsi un décalage entre les processus importants à étudier pour évaluer les risques de perte de services et les processus qui ont été le plus largement étudiés en écologie fondamentale. Enfin, les expérimentations pour étudier les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes s'appuient sur une réduction aléatoire du nombre d'espèces. Pourtant, dans la réalité, les disparitions d'espèces ne se produisent pas de cette façon. Les aspects qui favorisent généralement l'extinction des espèces sont souvent positivement corrélés à ceux qui leur procurent une importance pour certaines fonctions des écosystèmes (Srivastava et Vellend, 2005 ; Zavaleta et Hulvey, 2004). Ainsi, les aspects qui rendent les espèces attractives ou nocives pour les humains sont souvent ceux qui caractérisent des contributions particulières de ces espèces dans les écosystèmes (Lawler, Armesto et Kareiva, 2002).

Les mêmes questions se posent dans le domaine de la conservation de la biodiversité (Schwartz *et al.*, 2000 ; Srivastava et Vellend, 2005), et de manière plus globale en écologie pour la validation de ces travaux en conditions réelles (Symstad *et al.*, 2003) ou pour mieux prendre en considération la complexité des écosystèmes (Lecerf et Richardson, 2010).

DES DÉFINITIONS MULTIPLES, SOURCES D'INTERROGATIONS

L'analyse des travaux en écologie sur les services écosystémiques montre que ce concept est analysé de différentes façons au sein de la discipline.

Nous proposons une lecture de cette diversité d'interprétations ou d'acceptions à partir d'une revue de la littérature, mais aussi d'entretiens réalisés auprès d'écologues portant sur les définitions du concept et les classifications des objets intervenant dans la conceptualisation des relations entre écosystèmes et bien-être humain. Ces éléments ont permis de saisir les contours des diverses représentations existantes au sein de la communauté des chercheurs en écologie sur les services écosystémiques.

La majorité des auteurs se réfèrent à la définition la plus courante, celle donnée par le MEA (Millennium Ecosystem Assessment) : « les services écosystémiques sont les bénéfices que les hommes obtiennent des écosystèmes ». Cette définition large permet d'englober un grand nombre de processus et de produits au nom de la compréhension ou de l'évaluation des services écosystémiques. De plus, la classification des services de type supports, régulation, approvisionnement et culturels autorise l'étude d'une grande diversité de processus (voir l'introduction de l'ouvrage).

Suite à la publication du Millennium Ecosystem Assessment en 2005, plusieurs auteurs ont pointé du doigt des confusions ou des imprécisions dans la définition donnée. Ces controverses portent principalement sur cinq points :

– Les services écosystémiques sont-ils des entités ou des processus (Boyd et Banzhaf, 2007) ?
– Faut-il distinguer les fonctions des services (Hein *et al.*, 2006 ; Wallace, 2007) ?
– Faut-il distinguer les services écosystémiques des bénéfices (Fisher, Turner et Morling, 2009) ?
– Quel est le rôle des humains dans la fourniture de services écosystémiques (Braat et de Groot, 2012 ; Lele *et al.*, 2013 ; Tallis *et al.*, 2012) ?
– Faut-il prendre uniquement en compte les écosystèmes naturels ou élargir aux agroécosystèmes ?

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SONT-ILS DES PROCESSUS OU DES ENTITÉS ?

La distinction entre processus et entité vise ici à souligner la différence entre, respectivement, l'expression d'une action et la description d'un matériau ou d'un objet (bois, eau, fruits). Cette distinction existe également entre services et biens, mais les termes de processus et d'entités seront employés ici compte tenu de l'ambiguïté relative au terme de service.

La définition et la classification du MEA laissent entendre que les services écosystémiques peuvent être des processus ou des entités. En effet, les services de régulation peuvent être considérés comme des processus (régulation du climat, traitement des déchets, etc.) ; les services support sont majoritairement des processus (formation des sols, photosynthèse, etc.) et des entités comme l'eau. Les services d'approvisionnement comprennent surtout des entités (la nourriture, le bois, les fibres, etc.) et les services

culturels incluent à la fois des entités (paysages culturels, etc.) et des processus ou des activités (loisirs, tourisme, etc.). Dans leur article sur la valeur des services écosystémiques, Costanza et ses collègues (1997) précisent que les biens (entités) et les services (processus) sont regroupés sous le terme de service écosystémique (Costanza *et al.*, 1997).

Daily, quant à elle, considère que les services écosystémiques sont des processus et les distingue donc des biens (Daily, 1997). Néanmoins, ceci n'empêche pas de considérer le rôle de ces processus dans la production d'entités (les biens des écosystèmes). Dans cette perspective, ces biens sont des résultats des services et non les services eux-mêmes.

Boyd et Banzhaf considèrent à l'inverse que les services doivent se cantonner aux entités et sont des composantes des écosystèmes, mais non des fonctions ou des processus (Boyd et Banzhaf, 2007).

Dans leur article introductif pour la revue *Ecosystem Services*, Braat et de Groot abordent cette question du regroupement des biens et services sous le terme de services écosystémiques. Ils caractérisent les processus par l'idée de « travail effectué » et les entités par l'idée de « produit » (ou bien) mais acceptent que ces aspects différents aient pu être regroupés sous le terme de services écosystémiques pour des raisons pratiques (p. 5). Ils suggèrent néanmoins que, pour les travaux futurs relatifs à ce concept, la distinction entre biens et services soit rétablie (Braat et de Groot, 2012).

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SONT-ILS DES FONCTIONS DES ÉCOSYSTÈMES OU DES PRODUITS DE CES FONCTIONS ?

À l'origine, les fonctions des écosystèmes se définissent comme les processus intervenants au sein d'un écosystème sans tenir compte de l'utilité de ces processus pour les humains (Odum et Barret 1956, *in* Braat et de Groot, 2012).

Dans le MEA, l'intégration des services de type support dans la classification laisse entendre que les services écosystémiques peuvent être assimilés aux fonctions des écosystèmes. Lors de nos entretiens, cette catégorie de services est souvent appelée fonction. Néanmoins, les autres types de services mentionnés dans le MEA montrent que la notion de service écosystémique ne se cantonne pas aux fonctions. Les services culturels illustrent particulièrement bien ce fait. L'assimilation des services supports aux fonctions des écosystèmes a conduit certains auteurs à écarter ce type de services de leur classification (Hein *et al.*, 2006).

D'autres auteurs considèrent quant à eux les services comme la part des fonctions des écosystèmes qui sont utiles aux humains (Kremen, 2005 ; Luck *et al.*, 2009). Tout au long de son article, Kremen utilise les termes de service ou de fonction de façon indifférenciée. L'assimilation des services aux fonctions s'illustre aussi par le fait que l'auteur se réfère aux travaux

sur les relations entre biodiversité et fonctionnement des écosystèmes pour tirer des conclusions sur la fourniture de services.

Wallace considère que les services écosystémiques sont des produits de fonctions. Compte tenu des ambiguïtés que peut soulever le concept de fonction, il retient le terme de processus et l'utilise comme synonyme de fonction. Les processus sont alors considérés comme les moyens qui permettent d'assurer des services (fins) (Wallace, 2007).

Enfin, d'autres auteurs introduisent une distinction supplémentaire entre les processus biophysiques, les fonctions et les services (de Groot *et al.*, 2012a). Les processus peuvent être interprétés comme les actions primaires (la production primaire ou la photosynthèse), tandis que les fonctions présentent un lien plus direct avec les services (fonction de purification de l'eau pour fournir le service eau potable, etc.). Enfin, certains auteurs précisent que les services peuvent résulter des interactions entre plusieurs fonctions (de Bello *et al.*, 2010).

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES, QUELS TYPES DE BÉNÉFICES ?

La définition et le cadre du MEA considèrent les services comme étant eux-mêmes les bénéfices pour les humains. Dans les cadres d'analyse plus récents, plusieurs auteurs distinguent les bénéfices de la notion de service. Ainsi, plusieurs auteurs considèrent les services comme des fournisseurs de bénéfices et non directement des bénéfices (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Fisher et Turner, 2008). Pour illustrer le fait que certains auteurs définissent les services comme des bénéfices ou comme les attributs des écosystèmes qui conduisent à des bénéfices, Nahlik et ses collègues prennent l'exemple des poissons (Nahlik *et al.*, 2012). Si les services écosystémiques sont présentés comme des attributs (fournisseurs de bénéfices), les poissons seront des services écosystémiques, qu'ils soient pêchés ou non, tandis que si les services écosystémiques sont interprétés comme des bénéfices, alors ce seront uniquement les poissons pêchés qui seront considérés comme des services écosystémiques. Dans ces deux cas, les services écosystémiques sont des entités bien qu'ils puissent être considérés comme bénéfice ou fournisseur de bénéfice. L'introduction des bénéfices en aval des services dans la relation entre écosystèmes et bien être humain relève d'une double volonté, tout d'abord, de distinguer clairement ce qui est perçu comme ayant un impact sur le bien-être humain (par exemple plus de nourriture, moins d'inondations) et ensuite de reconnaître que, pour que les écosystèmes aient un impact sur le bien-être humain, cela nécessite une contribution d'autres formes de capital, notamment du capital humain. Les services peuvent ainsi se définir comme des processus strictement écologiques (qui affectent le bien-être humain) tandis que, pour en tirer des bénéfices, il faut intervenir en apportant des capitaux.

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES, DES PRODUITS OU DES COPRODUITS ?

Dans sa synthèse, le MEA propose deux définitions légèrement différentes : « les services écosystémiques sont les bénéfices fournis par les écosystèmes » (p. 39) et, plus loin, « les services écosystémiques sont les bénéfices que les hommes obtiennent des écosystèmes » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005, p. 40).

La première définition sous-entend que les services sont issus exclusivement des processus écologiques, tandis que la seconde laisse entendre que des dynamiques ou des capitaux extérieurs à l'écosystème peuvent participer à la fourniture de services (Fisher, Turner et Morling, 2009). Ces deux tendances s'illustrent dans le document à travers l'emploi de verbes d'action associés aux services écosystémiques. Ces services peuvent être « utilisés », « dégradés », « maintenus », « conservés », etc., ce qui laisse entendre que les services écosystémiques sont des composantes des écosystèmes, au même titre que pouvaient l'être les ressources naturelles (Weber, Betsch et Cury, 1990). On peut également « inciter/payer les propriétaires à fournir des services écosystémiques » ou « augmenter la productivité des services écosystémiques », ce qui sous-entend une participation humaine dans la fourniture de services écosystémiques.

Le cadre proposé par le MEA (voir introduction générale) met d'abord l'accent sur une relation unidirectionnelle des écosystèmes vers le bien-être humain, qui correspondrait plutôt à la première définition.

La majorité des définitions de cette notion semblent reconnaître que l'existence d'un service écosystémique est conditionnée par la présence d'un bénéficiaire, qui utilise ou perçoit ce service. Certains auteurs soulignent que les services n'existent pas de façon isolée des besoins humains (Haines-Young *et al.*, 2010). Ceci est une première façon de lier les humains à l'existence du service.

Le rôle des activités humaines pour la fourniture de services peut aussi être considéré à travers l'impact de ces dernières sur les écosystèmes. Ainsi, les hommes modifient les écosystèmes et ces derniers vont donc fournir des services différents. Cette façon d'intégrer les activités humaines apparaît également dans le cadre conceptuel du MEA avec les effets des « moteurs directs de changement » (usage des technologies, changement dans l'usage des sols, etc.) sur les services écosystémiques. Ces deux manières de considérer le rôle des humains dans la fourniture de services sont résumées dans la figure 2.1.

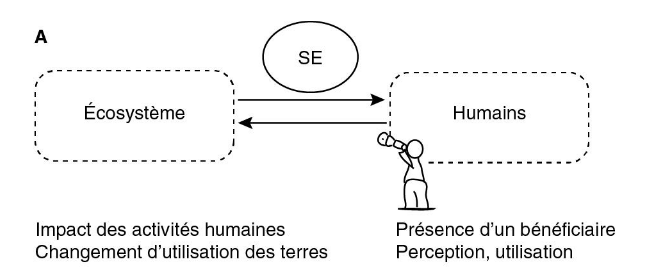
Néanmoins, dans ces approches, le service est toujours considéré comme un produit de l'écosystème, qu'il y ait ou non intervention humaine sur ce même écosystème. Certains auteurs estiment que les services écosystémiques sont de nature écologique (Fisher et Turner, 2008). Ainsi, dans la mise en œuvre de l'approche par les services, les études qui proposent une évaluation des services se limitent le plus souvent à évaluer un potentiel biophysique,

sans tenir compte de l'existence d'un bénéficiaire ou d'une demande (Tallis *et al.*, 2012). Les travaux qui cherchent à cartographier les services écosystémiques se basent eux sur des caractéristiques biophysiques telles que des fonctions ou des composantes des écosystèmes (Egoh *et al.*, 2008), ou des fonctions particulières des écosystèmes pour cartographier la distribution de services dans l'espace (Lavorel *et al.*, 2011).

D'autres auteurs estiment que les activités humaines peuvent contribuer à la production de services écosystémiques. Pour mesurer la véritable fourniture de ces services, ils considèrent comme nécessaire de prendre en compte la participation des activités humaines (Tallis *et al.*, 2012). Cette proposition d'analyse révèle une représentation des services écosystémiques comme étant un coproduit des activités humaines et des écosystèmes (figure 2.1, cadre B).

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES, SYSTÈMES NATURELS OU ANTHROPISÉS ?

Les enjeux soulevés par cette question sont particulièrement explicites pour les services d'approvisionnement. Prenons l'exemple de la nourriture, présentée en tête de liste des services d'approvisionnement dans le MEA. Considère-t-on que la nourriture peut être un produit de l'agriculture (le blé cultivé, etc.) ou considère-t-on uniquement les produits alimentaires issus des écosystèmes « naturels » (les fruits récoltés dans la forêt, etc.) ?



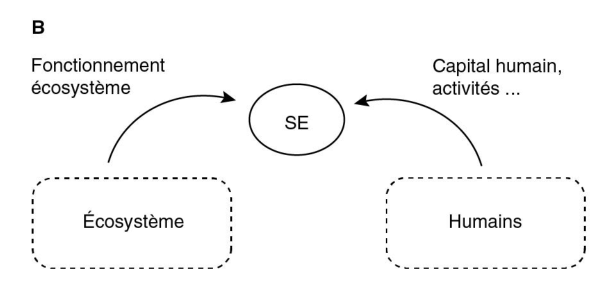


Figure 2.1. Deux manières de considérer la participation des activités humaines à la fourniture de services.

Le MEA intègre les deux dans sa liste des services d'approvisionnement. En effet, parmi les sous-catégories du service nourriture, sont mentionnés, d'une part, les cultures, l'élevage et l'aquaculture et, d'autre part, les pêches et les produits issus des plantes et des animaux sauvages. Cette intégration des services produits aussi bien dans les écosystèmes naturels que dans les agroécosystèmes est cohérente avec la volonté du MEA de souligner notre dépendance aux écosystèmes.

Dans son ouvrage *Nature's Services*, Daily précise qu'elle considère uniquement les services issus des écosystèmes naturels (1997, p. 2). Ce choix est justifié par trois arguments principaux :

– les biens et les services qui découlent des écosystèmes naturels sont largement sous-évalués par la société (notamment parce qu'ils ne sont pas commercialisés sur des marchés formels) ;
– les perturbations anthropiques des écosystèmes naturels sont difficiles, voire impossibles, à inverser ;
– si la tendance actuelle continue, les humains vont détruire tous les écosystèmes naturels existant encore (Daily, 1997).

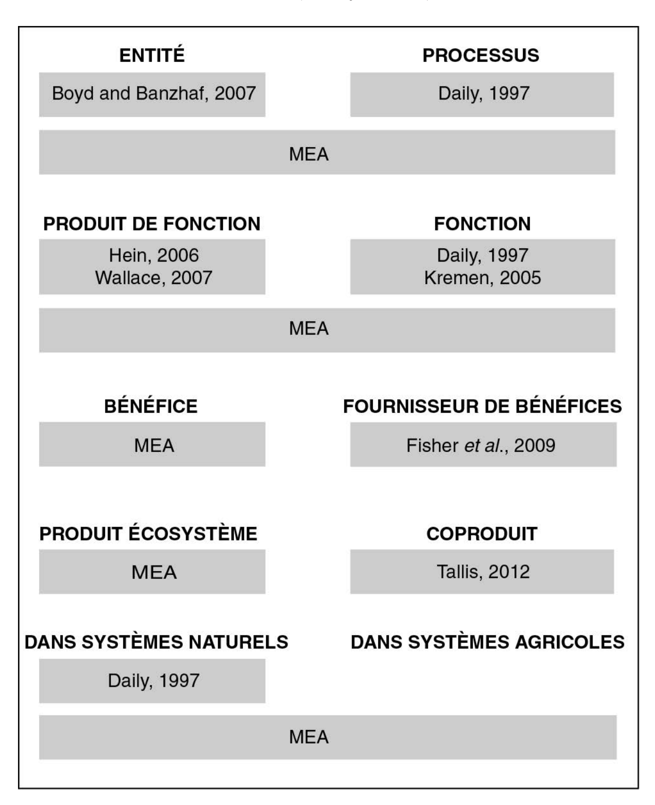


Figure 2.2. Représentation des différentes interprétations des services écosystémiques.

Pourtant, l'intérêt du concept de service écosystémique est de permettre également aux écologues de s'intéresser aux écosystèmes anthropisés ou aux agroécosystèmes, ceci d'autant plus qu'une grande partie des écosystèmes actuels sont, à des degrés divers, anthropisés.

Dans le domaine de la conservation, ceci se traduit par l'élargissement des stratégies de conservation, traditionnellement centrées sur les aires protégées, vers une perspective plus large qui inclut la prise en compte de la biodiversité des zones non protégées et la fourniture de services écosystémiques sur le long terme (Haslett *et al.*, 2010). Dans ce contexte, les écologues qui travaillent sur les services écosystémiques dans les agroécosystèmes s'intéressent plutôt aux services de régulation. L'un des arguments avancé est que les services d'approvisionnement fournis par les agroécosystèmes sont largement couverts par les marchés, tandis que les services de régulation sont de leur côté peu pris en compte. Cet argument est également celui qui justifie la mise en place de PSE (FAO, 2007).

L'approche de De Groot dans son ouvrage *Functions of Nature* (1992) révèle une approche intermédiaire. Les fonctions de production (assimilées aux services d'approvisionnement) se limitent aux « biens produits naturellement et pour lesquels l'homme a seulement besoin d'investir du temps et de l'énergie dans la collecte » (p. 83). Par contre, dans les systèmes cultivés, de Groot considère que la fonction de la nature n'est pas de fournir une ressource, mais plutôt un substrat et un espace adéquat pour produire ces ressources. Pour cet auteur, le rôle des écosystèmes dans les systèmes agricoles est donc compris parmi des fonctions jouant un rôle de soutien important (*Carrier functions*) (de Groot, 1992).

En résumé, l'analyse des controverses présentées ci-dessus montre que la définition du MEA est la plus large par rapport aux cinq critères identifiés ici. Si certains auteurs regrettent le flou de cette définition et soulignent la nécessité de la préciser pour que l'approche par les services écosystémiques puisse être rendue opérationnelle dans une perspective de gestion des écosystèmes (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Wallace, 2007), ce caractère englobant de la définition du MEA a également permis à différents auteurs de resituer différents types de travaux en se référant aux services écosystémiques. La figure 2.2 traduit la diversité de ces définitions telle qu'elle a été développée plus haut.

LE RÔLE DES CADRES D'ANALYSE

Au-delà de ces multiples interprétations du concept de services dans la littérature, plusieurs cadres d'analyse et de classifications ont été proposés depuis le MEA. Ces cadres ont le plus souvent été développés dans la perspective de rendre opérationnelle cette approche, notamment pour les évaluations environnementales nationales et internationales (de Groot *et al.*, 2010 ; Mace et Bateman, 2011). Dans les évaluations environnementales, les

cadres conceptuels sont des bases analytiques communes pour représenter les relations entre écosystèmes et bien-être humain. Ils ont pour vocation à faciliter les échanges et les collaborations entre systèmes de connaissance différents (science, savoirs traditionnels, décideurs). Ces cadres peuvent être analysés au regard des relations spécifiques entre écosystèmes et humains qu'ils s'attachent à préciser. Ils constituent des points de repères de l'état des réflexions existantes sur la conceptualisation de ces relations entre nature et sociétés humaines.

MIEUX CARACTÉRISER LA RELATION ENTRE LE FONCTIONNEMENT DES ÉCOSYSTÈMES ET LA FOURNITURE DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Les controverses au sein de l'écologie, précisées ci-dessus, ont mené à l'élaboration d'autres cadres conceptuels qui prolongent l'ambition du MEA tout en le modifiant pour le rendre plus opérationnel. Ces adaptations du cadre du MEA se font principalement selon deux logiques différentes : distinguer, parmi les services écosystémiques, ceux qui relèvent de processus fondamentaux de l'écosystème et ceux qui sont plus directement utiles aux humains ; et distinguer les fonctions écologiques des services écosystémiques.

La distinction entre des services intermédiaires et des services finaux, proposée par Fisher, Turner et Morling, peut être considérée comme relevant d'une volonté de distinguer les processus inhérents à l'écosystème (services intermédiaires) des processus qui seront directement utiles aux humains (services finaux) (Fisher et Turner, 2008 ; Fisher, Turner et Morling, 2009). Les services intermédiaires comprennent à la fois des éléments de structure et des processus. « La structure des écosystèmes est considérée comme un service dans la mesure où elle fournit la plate-forme à partir de laquelle les processus des écosystèmes se produisent » (Fisher, Turner et Morling, 2009 ; p. 646). Les services intermédiaires reposent donc sur des interactions entre la structure et les processus des écosystèmes et conduisent eux-mêmes aux services finaux. Les services finaux résultent ainsi d'une interaction entre de multiples services intermédiaires. Ce cadre d'analyse est celui qui a été adopté par l'évaluation des écosystèmes au Royaume-Uni (Mace et Bateman, 2011).

Balmford et ses collègues s'appuient sur cette distinction entre services intermédiaires et services finaux mais proposent une autre terminologie plus proche des concepts de l'écologie. Ils définissent des ensembles de processus reliés entre eux qui diffèrent selon leur proximité avec le bien-être humain : les processus écosystémiques fondamentaux, les processus écosystémiques bénéfiques et les bénéfices des écosystèmes. Les deux premiers sont considérés comme des fonctions biophysiques : les processus fondamentaux sont des fonctions basiques des écosystèmes (cycle de nutriments et de l'eau), tandis que les processus bénéfiques sont ceux qui délivrent les bénéfices aux humains (production de biomasse). Les

services écosystémiques n'apparaissent plus dans le schéma de la relation entre fonctionnement des écosystèmes et bien-être humain (Balmford *et al.*, 2011). Néanmoins, ces auteurs croisent leur typologie avec celle du MEA pour identifier – parmi les processus fondamentaux (production,

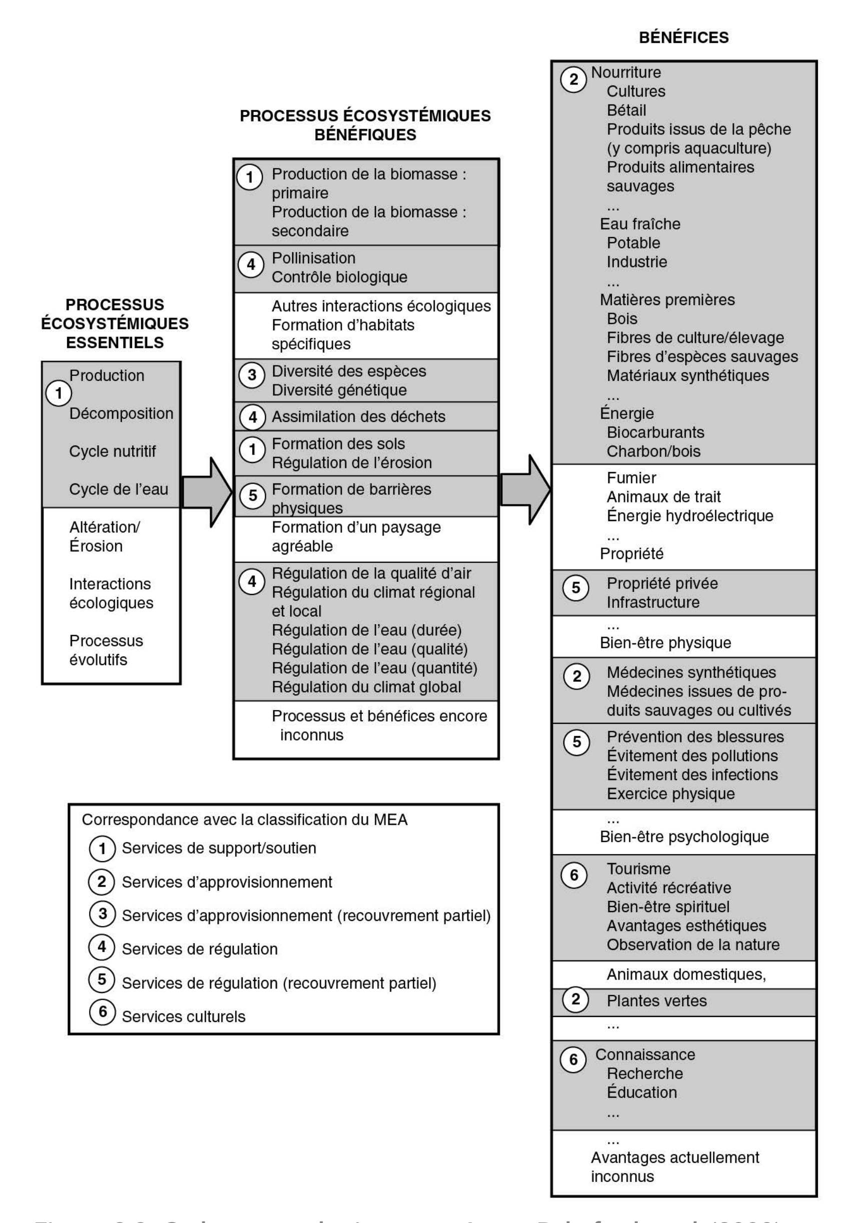


Figure 2.3. Cadre et typologie proposés par Balmford *et al.* (2008) et correspondance avec la typologie du MEA.

décomposition, cycles nutritifs), les processus bénéfiques (pollinisation, contrôle biologique, production de biomasse) et les bénéfices (cultures, bois d'œuvre, fibres issues des cultures) – les quatre types de services écosystémiques décrits par le MEA. Ce cadre (figure 2.3) est celui qui a été proposé dans la première phase de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (Balmford *et al.*, 2008).

Le cadre conceptuel retenu dans le document final du TEEB (de Groot *et al.*, 2012a) est une adaptation du cadre proposé par Haines-Young et Potshin (Haines-Young *et al.*, 2010). Ces cadres conceptuels isolent les processus écologiques des services et détaillent la relation entre les processus inhérents aux écosystèmes et la fourniture de service en proposant un schéma (figure 2.4) en cascade dont les éléments relevant des écosystèmes (la « boîte » écosystème et biodiversité) sont découplés en processus ou en structure biophysique et en fonctions.

Les fonctions sont définies comme le potentiel des écosystèmes à fournir des services (purification de l'eau), tandis que la structure et les processus biophysiques sont des composantes et des dynamiques fondamentales au fonctionnement de l'écosystème (par exemple photosynthèse, cycles nutritifs). Les services supports tels que définis par le MEA sont donc considérés parmi les fonctions et les processus biophysiques des écosystèmes et ne sont plus compris parmi les services écosystémiques. Ce découplage entre processus et fonctions pourrait être assimilé à celui proposé par Fisher, Turner et Morling (2009) entre services intermédiaires (qui comprennent structure et processus) et services finaux. Néanmoins, le cadre retenu dans le TEEB ne considère pas ces processus et ces fonctions comme des services. Il serait donc plus proche

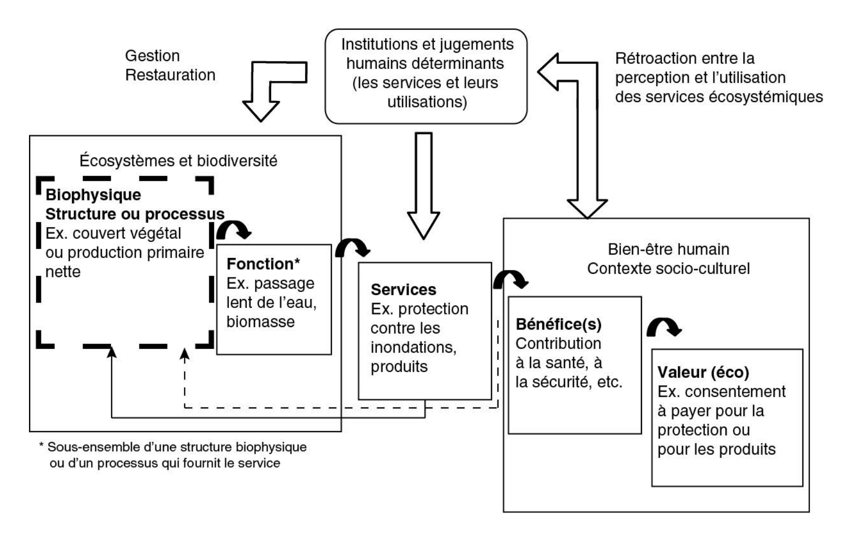


Figure 2.4. Cadre en cascade proposé par le TEEB (de Groot *et al.*, 2012a).

des notions de processus fondamentaux et de processus bénéfiques mais, contrairement à celui de Balmford *et al.* (2008), ce cadre retient le concept de service comme un élément de la relation entre les processus des écosystèmes et les bénéfices pour les humains. Les services sont définis comme une conceptualisation des éléments utiles que les écosystèmes fournissent pour le bien-être humain : ils comprennent les biens et les services.

Cette perspective s'appuie sur plusieurs travaux. Hein et ses collègues (2006) considèrent que les services supports représentent les processus écologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes et justifient leur exclusion par deux arguments. Le premier concerne la mise en œuvre opérationnelle du concept pour l'évaluation des services écosystémiques. Dans la mesure où ces services sont à la base du fonctionnement des écosystèmes, leur valeur est déjà intégrée aux autres types de services et les inclure dans l'évaluation pourrait conduire à une double prise en compte. Le second argument concerne le manque de connaissances relatives au fonctionnement des écosystèmes. De nombreux processus écologiques sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes, mais ils sont peu connus. Dans ce contexte, comment isoler ceux qui participent à la fourniture de services de régulation, d'approvisionnement ou culturels, et qui doivent être pris en compte dans l'évaluation (Hein *et al.*, 2006) ?

Dans la même lignée, Wallace considère que les services supports et les services de régulation ne sont pas directement attendus par les humains et qu'ils relèvent de processus écologiques qui sous-tendent les services d'approvisionnement et culturels. Son argumentaire pour écarter les services supports et de régulation est basé sur une distinction entre la fin et les moyens (Wallace, 2007). Cet auteur remet en question la classification du MEA car elle met sur le même plan des processus (moyens) qui sous-tendent des services et les services eux-mêmes (fin), ce qui peut entraîner la double prise en compte d'un même service. Cette confusion interroge selon lui la possibilité de rendre opérationnel le concept de service écosystémique. Si le problème de la double prise en compte est posé, Wallace souligne surtout la nécessité de redéfinir les services et leur classification pour que ce concept soit pertinent pour les gestionnaires des écosystèmes et leurs prises de décision dans ce domaine. Il circonscrit donc les services aux bénéfices car ces derniers sont les objectifs qui guident la gestion des écosystèmes (la fin) et les indicateurs de la qualité des processus écologiques sous-jacents (les moyens).

MIEUX CARACTÉRISER LA RELATION ENTRE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET BIEN-ÊTRE HUMAIN

Au-delà de leur clarification sur le rôle des processus des écosystèmes dans la relation entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être, certains cadres d'analyse présentés ci-dessus tentent également d'isoler et de clarifier ce qui est relatif au bien-être humain.

Dans la définition et le cadre du MEA, les services sont directement considérés comme les bénéfices qui participent au bien-être humain (Fisher, Turner et Morling, 2009). Les cadres de Boyd et Banzhaf, de Fisher, de Balmford et du TEEB tendent à isoler les bénéfices dans leur analyse de la relation entre fonctionnement des écosystèmes et bien-être. Boyd et Banzhaf (2007, p. 619) et Fisher et Turner (2008, p. 1168), pour leur part, précisent clairement que les services ne sont pas des bénéfices.

La définition des bénéfices varie légèrement selon la place et la définition des services dans les différents cadres. Balmford et ses collègues, dont le cadre n'intègre pas directement la notion de service, associent aux bénéfices des services d'approvisionnement et des services culturels tels que définis par le MEA (Balmford *et al.*, 2011). Les auteurs qui conservent la notion de service dans leur cadre d'analyse distinguent quant à eux les bénéfices des services écosystémiques (de Groot *et al.*, 2012a ; Fisher, Turner et Morling, 2009). Fisher, Turner et Morling considèrent que les services culturels tels que définis par le MEA ne sont pas des services écosystémiques, mais des bénéfices, car ce ne sont pas des processus écologiques.

L'intégration de la notion de bénéfice pour caractériser en quoi les services écosystémiques participent au bien-être, et distinguer ainsi services et bénéfices, permet de reconnaître le caractère subjectif des bénéfices issus des services et ainsi les multiples points de vue relatifs à ces derniers. Les bénéfices issus d'un même service, ou d'un même processus bénéfique, peuvent être multiples (Balmford *et al.*, 2011 ; de Groot *et al.*, 2010 ; Fisher, Turner et Morling, 2009). Cette perspective fait émerger des divergences, voire des conflits, issus de perceptions variés à propos de bénéfices issus d'un même service. Dans le cadre retenu par le TEEB, les éléments relatifs au bien-être sont découplés en distinguant les bénéfices et les valeurs attribuées à ces bénéfices (figure 2.2), reconnaissant ainsi que de multiples valeurs peuvent être associées à un bénéfice et que l'évaluation de ces bénéfices est subjective (de Groot *et al.*, 2012a, p. 21).

Cette notion de bénéfice suscite également des réflexions relatives à l'évaluation des services. Fisher, Turner et Morling proposent de faire porter l'évaluation sur les bénéfices et avancent que leur classification évite les doubles comptes puisque seul le bénéfice final est évalué. La délimitation entre service intermédiaire et service final ne peut donc être fixée ni *a priori*, ni dans l'absolu. La notion de dépendance du service au bénéfice permet de préciser pour quel bénéfice le service est évalué. Ainsi, dans une forêt, la production de biomasse ligneuse sera évaluée seulement si des humains tirent un bénéfice de cette production, en exploitant du bois d'œuvre par exemple (Fisher, Turner et Morling, 2009).

Dans le cadre de l'évaluation de multiples bénéfices, Balmford et ses collègues reconnaissent qu'un processus bénéfique de l'écosystème, ou service final, peut avoir un effet sur différents bénéfices. Dans ce contexte, ce sont les processus bénéfiques qui doivent être évalués (Balmford *et al.*, 2011).

Cette distinction entre service et bénéfice permet également de considérer dans l'analyse les zones de production de service et les zones où des humains bénéficient de ces services.

Un autre point important consiste à prendre en compte l'apport des humains dans la production des services. Fisher, Turner et Morling définissent le bénéfice comme « le point auquel le bien-être humain est directement affecté et le point où d'autres formes de capital (construit, humain, social) sont potentiellement nécessaires pour réaliser le gain de bien-être » (Fisher, Turner et Morling, 2009, p. 646). Par exemple, l'eau propre à la consommation humaine (service) nécessite une intervention humaine (extraction) pour la rendre réellement disponible aux humains (bénéfice).

Bien que le TEEB introduise les notions de bénéfice et de valeur dans le cadre retenu, la contribution du capital humain à la production de ces bénéfices n'est pas prise en compte (de Groot *et al.*, 2012a).

Dans un article plus récent, Braat et de Groot notent qu'avec la représentation en cascade de TEEB (figure 2.2), le flux unidirectionnel vers le bas peut laisser penser que les services coulent sans effort depuis les écosystèmes jusqu'au bien-être humain (p. 8). La proposition de ces auteurs implique que le service ne soit plus considéré comme strictement issu d'un processus écologique mais intègre la participation du capital humain (Braat et de Groot, 2012).

Cette proposition trouve un écho dans le cadre proposé par Tallis et ses collègues. Leur cadre distingue la structure et la fonction des systèmes écologiques qui sont pertinents pour un service, le service réellement utilisé ou apprécié par les humains (service) et le changement qui en résulte pour le

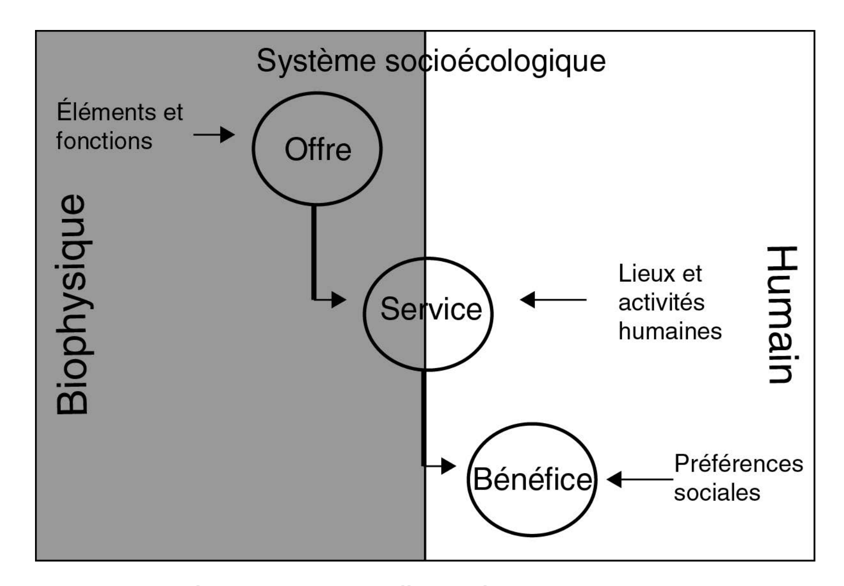


Figure 2.5. Cadre proposé par Tallis *et al.* (2012).

bien-être humain (bénéfice) (Tallis *et al.*, 2012). Ce cadre isole les processus écologiques et les bénéfices pour les humains et considère les services comme un coproduit des processus biophysiques et des activités humaines.

Ces débats au sein de l'écologie sur la nature des services écosystémiques et leurs relations avec le bien-être humain trouvent des répercussions partielles dans des exercices plus opérationnels d'évaluation des écosystèmes conduites à différentes échelles. En France, une première étude exploratoire a été conduite pour appliquer le cadre du MEA à l'échelle nationale (Maresca, 2009). Cette étude proposait une adaptation de ce cadre qui envisageait les services comme un coproduit. Bien que peu de détails soient fournis sur les définitions des différents éléments de ce cadre, cette analyse en termes de coproduit était limitée à certains éléments considérés comme naturels mais qui doivent beaucoup à l'intervention humaine, comme par exemple la chasse, où une part du gibier peut être préservée grâce à des lâchers par les humains. La participation humaine renvoie aux actions d'humains pour renforcer ou orienter des processus écologiques.

Dans le sillage du MEA, des évaluations nationales des écosystèmes ont été réalisées dans quelques pays européens (Grande-Bretagne, Portugal, etc.). Un groupe de travail européen s'est constitué en 2012 pour coordonner ces initiatives dans le cadre plus large du suivi de la stratégie de biodiversité de l'Union européenne pour 2020. En effet, cette stratégie comprend une action spécifique (action 5) qui stipule que « les États membres, avec l'assistance de la Commission européenne, doivent cartographier et évaluer l'état des écosystèmes et de leurs services sur leurs territoires nationaux pour 2014, évaluer la valeur économique de ces services et promouvoir l'intégration de ces valeurs dans les systèmes de comptabilité nationale à l'échelle européen

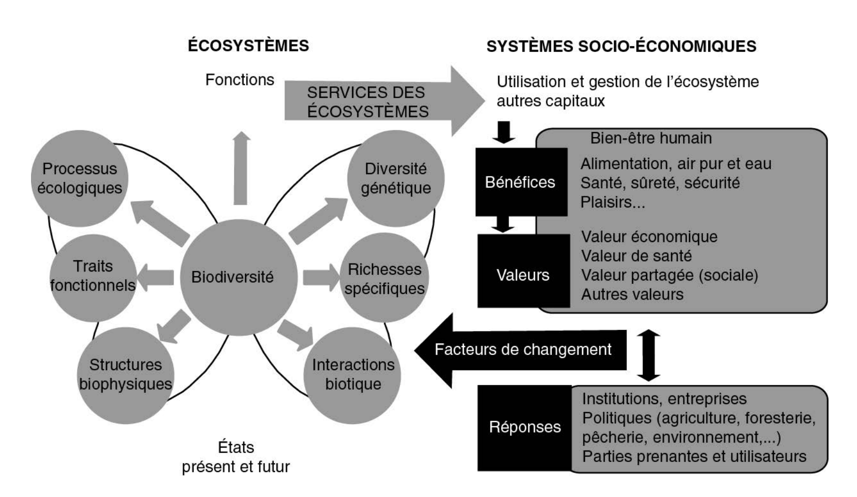


Figure 2.6. Cadre proposé par l'Union européenne (2013).

et national pour 2020 » (European Union, 2013). Ce travail a été l'occasion de produire un cadre conceptuel spécifique qui dissocie clairement, d'un côté, les écosystèmes et, de l'autre, les systèmes socio-économiques.

En 2012, en relation avec l'initiative européenne Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, la France a engagé plus formellement un processus d'évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques. Ce processus est piloté par le ministère en charge de l'écologie et du développement durable et a conduit à l'élaboration d'un cadre conceptuel qui, tout en s'inscrivant dans la continuité de celui du MEA, a été néanmoins transformé et adapté, reflétant ainsi les spécificités d'une perspective française. Reprenant la structure générale du cadre européen, le cadre conceptuel de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques[22] se compose de deux éléments principaux : les écosystèmes et la biodiversité, et les sociétés humaines. Le cadre conceptuel vise à saisir les interactions entre ces deux sous-ensembles reconnus comme évolutifs. Il met en avant la notion de bouquet de biens et de services, pour souligner les interactions entre différents types de services, et introduit la notion de patrimoine pour distinguer les éléments que l'on ne peut pas mesurer ou quantifier.

Cette initiative européenne et les premières évaluations conduites dans plusieurs pays membres (Grande-Bretagne, Portugal, etc.) font écho au processus plus global de mise en place d'une plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) en 2012 (chapitre 1). Le cadre conceptuel de l'IPBES, adopté lors de sa seconde séance plénière en décembre 2013, comprend « six éléments intrinsèquement liés qui forment un système social et écologique fonctionnant à différentes échelles spatio-temporelles : la nature ; les bienfaits de la nature pour l'homme ; le patrimoine anthropique ; les institutions, les systèmes de gouvernance et autres facteurs indirects de changement ; les facteurs directs de changement ; et une bonne qualité de vie »[23] (IPBES, 2013). Ce cadre reconnaît que « de nombreux bienfaits résultent d'une contribution conjointe de la nature et du patrimoine anthropique ou peuvent se trouver renforcés par cette association » (IPBES, 2013), soulignant ainsi, dans certains cas, la dimension de l'intervention humaine dans la fourniture des services. Un atelier d'experts a été organisé en 2012 en amont de la construction de ce cadre : il précisait les différentes composantes productives de la société, à savoir le capital ou les richesses naturelles, le capital humain, le capital « construit » et le capital financier. Cette perspective implique alors que les biens et les services écosystémiques résultent, pour partie, de combinaisons de ces quatre formes de capital, par la médiation des institutions et des

---

22. Cadre provisoire présenté lors d'une réunion organisée par le ministère de l'Écologie, de l'énergie et du développement durable le 20 décembre 2013.
23. Sur le site l'IPBES, une note d'information détaillée présente ce cadre et en explique la logique d'ensemble http://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/IPBES_2_4_FR.pdf

décisions humaines (UNEP, 2012). Le cadre d'analyse de l'IPBES n'apporte pas d'éléments nouveaux concernant la distinction entre types de services, ni entre fonctions écologiques et services. Par contre, en mettant l'accent sur les dimensions institutionnelles, il précise la manière dont l'intervention humaine contribue aux processus de régulation entre écosystèmes et bien-être. Il ajoute aussi une dimension pluraliste en tentant d'intégrer différentes perspectives sur les relations entre les hommes et la nature avec la prise en compte, certes partielle, d'une partie des notions utilisées par certaines cultures pour qualifier ces relations (Borie et Hulme, 2015).

L'analyse de ces différents cadres d'analyse montre que les réflexions sur les différentes étapes de la relation entre écosystèmes et bien-être et sur les nouvelles formes de classification des services contribuent à redéfinir et à faire évoluer les contours du concept de service écosystémique, y compris lorsque la définition annoncée au départ est celle du MEA. La diversité des débats et des controverses au sein de l'écologie témoigne du caractère non stabilisé de cette notion de service écosystémique qui continue de stimuler travaux et réflexions.

CONCLUSION

Né d'une volonté de souligner l'importance du fonctionnement des écosystèmes pour le bien-être humain, le concept de service écosystémique aura permis et permet encore de faire dialoguer diverses communautés scientifiques sur la question environnementale. D'un objectif de sensibilisation à l'importance d'assurer le maintien des processus des écosystèmes, le concept a également participé à sensibiliser le monde de la conservation à l'importance d'une plus grande prise en compte des usages divers des écosystèmes. Mettre en valeur le rôle du fonctionnement des écosystèmes pour les humains implique d'en reconnaître les usages, voire de faire basculer le paradigme encore dominant d'une conservation excluante vers des formes de conservation plus respectueuses des pratiques des habitants de ces écosystèmes. Au-delà de cette vocation de sensibilisation, la mise en œuvre opérationnelle du concept et les tentatives d'évaluation ont stimulé les recherches portant sur les différentes composantes à l'origine des fonctions écologiques et les charnières entre les différents maillons de la chaîne depuis les composantes des écosystèmes, leur fonctionnement jusqu'à leur utilisation par les humains.

Cependant, ces clarifications, nécessaires pour pouvoir évaluer les services écosystémiques de façon moins ambiguë, conduisent à multiplier les maillons entre les composantes et le fonctionnement des écosystèmes, et le bien-être humain, et risquent ainsi de diluer l'idée initiale de dépendance des humains aux écosystèmes. Cette tendance est à l'origine de bien des déceptions vis-à-vis du concept de service écosystémique chez les écologues. Ces derniers ne manquent pas de souligner le besoin de recherches complémentaires pour mieux

démontrer les liens entre le fonctionnement des écosystèmes et leur propension à fournir des services aux sociétés humaines. Ces manques de connaissances renforcent les convictions de certains acteurs qui critiquent de manière croissante l'ambition de mesure et d'évaluation des services écosystémiques en y voyant l'application d'une définition restreinte et utilitariste de la nature asservie aux besoins de l'humanité. L'ambition de faire émerger un cadre global et partagé pour apprécier les relations entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être des sociétés humaines, telle qu'elle est portée par l'IPBES, reste encore à être mise à l'épreuve localement dans des contextes écologiques, mais aussi culturels et sociaux très variés (Soberón et Peterson, 2015).

3

LES RACINES ÉCONOMIQUES DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE

Philippe Méral

Un an après la fin du MEA (Millennium Ecosystem Assessment), Charles Perrings, économiste de renom dans le domaine des services écosystémiques, écrivait :

> « Le MEA a changé la manière dont nous abordons les interactions entre les systèmes sociaux et écologiques. En reliant le fonctionnement écologique, les processus écosystémiques, les services écosystémiques et la production de biens et de services marchands, il a identifié le changement écologique comme un problème économique. Il a également attiré l'attention sur une nouvelle dimension de la soutenabilité environnementale du développement économique » (Perrings, 2006, p. 8)

Deux ans plus tard, Pavan Sukdev, coordinateur principal de l'initiative The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) and Ecosystems, précisait à son tour :

> « En s'inspirant des idées développées dans l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire, notre initiative, intitulée l'Économie des écosystèmes et de la biodiversité, vise à promouvoir une meilleure compréhension de la véritable valeur économique des services fournis par les écosystèmes, ainsi qu'à offrir des outils économiques tenant dûment compte de cette valeur » (TEEB, 2008, p. 9).

Dans ces deux citations, la dimension économique de la notion de service écosystémique est centrale. Elle peut même être considérée à plus d'un titre comme consubstantielle de cette notion. Comme cela a été souligné par ailleurs (voir l'introduction de cet ouvrage), la notion de service écosystémique doit avant tout être vu comme un message d'alerte à destination des politiques, des entreprises, des médias et plus généralement de ce qu'on

appelle communément la société civile. L'économie et plus particulièrement la valeur monétaire de ces services sont souvent convoquées pour contribuer à cette mise en alerte. La dimension de service que revêt cette notion est d'ailleurs particulièrement adaptée à une lecture économique des enjeux de la biodiversité : la notion de service étant une catégorie bien identifiée dans la théorie économique (les biens et les services économiques) et dans la pratique économique (le secteur tertiaire, les services publics, etc.) D'ailleurs, de nombreux acteurs revendiquent clairement cette approche économique de la lutte contre l'érosion de la biodiversité (Daily et Ellison, 2002 ; Heal, 2000). Parallèlement, d'autres s'en inquiètent, arguant d'une tendance à la marchandisation, voire à la financiarisation de la nature[24].

Pour comprendre les débats autour de cette relation entre service écosystémique et économie, il nous paraît utile de revenir sur les fondements économiques de cette notion. D'après nous, l'expression service écosystémique puise clairement ses racines dans l'histoire des idées économiques et, plus particulièrement, dans l'émergence et l'évolution du champ économique de l'environnement et des ressources naturelles, prise ici dans un sens large, indépendamment des courants spécifiques qui la composent. Tel est le fil conducteur de ce chapitre. Le concept de service écosystémique connaît une émergence graduelle et complexe en économie. Il est le résultat de tendances théoriques diverses et parfois opposées qui concourent à en brouiller la compréhension et la portée. Cette difficulté tient principalement au fait que la pensée économique sur les questions environnementales a elle-même évolué au fil du temps. Les lignes de partage entre les écoles de pensée se sont complexifiées, du fait notamment de priorités politiques internationales en constante évolution.

Dans des publications antérieures (Méral, 2010, 2012), nous avons insisté sur l'existence de trois grandes périodes caractérisant l'histoire de ce concept : une période d'émergence entre 1970 et la fin des années 1990 ; une autre, débutant à la fin des années 1990, qualifiée de période de médiatisation avec la publication de l'article de Robert Costanza et ses collègues (Costanza *et al.*, 1997) et de l'influent ouvrage de Gretchen Daily (Daily, 1997) ; et enfin une troisième période de mise en œuvre politique qui débute à partir de la fin du MEA en 2005 et avec l'insertion des termes service écosystémique et paiements pour services environnementaux ou écosystémiques[25] (PSE) dans les

---

24. Dans la littérature française récente, on pourra consulter l'ouvrage de Frédéric Thomas et Valérie Boisvert (2015), celui de Virginie Maris (2014) ou celui de l'organisation Attac (Attac, 2012).
25. Les termes de paiement pour services environnementaux ou paiement pour services écosystémiques sont de plus en plus utilisés de manière interchangeable dans la littérature. Pour être rigoureux, il convient de noter que le terme de paiement pour services environnementaux fait référence à la théorie économique des externalités (voir ci-après) et a été porté par les économistes. Celui de paiement pour services écosystémiques est apparu plus récemment à la suite du MEA pour évoquer les compensations au titre du maintien des services écosystémiques (chapitre 8).

textes de la convention sur la diversité biologique et dans de nombreux autres accords ou documents politiques. Nous proposons de focaliser notre propos sur les deux premières phases (émergence et médiatisation) de l'histoire du concept, c'est-à-dire avant le lancement du MEA au début des années 2000.

L'objectif de ce chapitre est triple. Il vise à proposer une synthèse de nos différents écrits portant sur cette problématique ces dernières années, à offrir au lecteur non spécialiste une lecture historique du processus intellectuel en économie qui a permis d'aboutir à la mise œuvre en politique de ce concept au début des années 2000 et à introduire, grâce à ce panorama, les autres chapitres de cet ouvrage qui reviennent en détail – et de manière non historique – sur certains points particuliers, tels que les PSE par exemple.

NATURE ET ÉCONOMIE : POINTS DE REPÈRES HISTORIQUES

Nous pouvons tout d'abord noter que l'idée même de services rendus par la nature avait d'abord été émise par les philosophes grecs. Platon mentionnait l'importance du maintien du couvert forestier pour éviter l'érosion. De même, Théophraste évoquait les conséquences de la déforestation sur le climat (Hughes, 1985). Mais ces exemples relèvent plus de l'anecdote que d'une réflexion spécifique autour de ce qu'on appelle aujourd'hui les services de régulation (voir l'introduction de l'ouvrage). L'histoire de la pensée économique, lorsqu'elle évoque la période antique, se focalise davantage sur ce qu'on appelle aujourd'hui les services d'approvisionnement, à savoir la capacité que possède la nature d'offrir les bases de la production économique. Dans la pensée grecque, les écrits économiques portent essentiellement sur l'usage de la nature à des fins agricoles (Xénophon, par exemple) ou sur les multiples usages du bois (Homère, par exemple) (Amigues, 1980).

Le rôle de l'agriculture est évidemment primordial depuis cette période jusqu'à l'avènement de la révolution industrielle au milieu du XVIIIe siècle. Il atteint son apogée avec les physiocrates qui font du surplus agricole le moteur de la croissance économique. On retrouve par la suite chez certains économistes classiques[26], comme David Ricardo, une théorisation de la fertilité de la terre. C'est parce qu'il existe un différentiel de rendement de la terre que la rente augmente. Mais il s'agit de dénoncer cet avantage des propriétaires terriens et de privilégier une approche par la valeur travail. Qu'il

26. L'économie classique désigne un courant de pensée qui s'est développé essentiellement en Angleterre entre le milieu du XVIIIe siècle et le milieu du XIXe siècle. Il se distingue du courant dit néo-classique, qui lui a succédé à partir de 1850 environ, en grande partie (mais pas seulement) par leur théorie de la valeur.

s'agisse d'Adam Smith ou de Karl Marx, les économistes de cette période concentrent leurs recherches sur les déterminants de la valeur en montrant l'apport du travail et du capital manufacturé à celle-ci. La pensée économique de cette époque s'est ainsi développée à une période où la création de la richesse provenait davantage du capital manufacturé accumulé grâce à la dynamique capitaliste dont le moteur est la division du travail. L'économie en tant que discipline scientifique s'est donc constituée en écartant – outre la morale, la religion et la politique – la nature (Passet, 1979). Jean-Baptiste Say avait une formule qui résume bien ce cadre de pensée : « les richesses naturelles sont inépuisables, car, sans cela, nous ne les obtiendrions pas gratuitement. Ne pouvant être multipliées ni épuisées, elles ne sont pas l'objet de la science économique » (Say, 1840, p. 68).

Cette tendance s'est confortée avec le développement de l'approche néo-classique en économie. Avec l'apport des économistes marginalistes (Léon Walras, Carl Menger, Stanley Jevons, Vilfredo Pareto, etc.), l'économie devient une discipline dont le programme de recherche se concentre sur les conditions de détermination des prix sur les marchés, basées sur une conception dite subjective de la valeur[27]. Le fonctionnement de l'économie repose en premier lieu sur la confrontation de l'offre et de la demande pour des biens et des services marchands. Le contenu matériel de ces biens n'est plus une question centrale dans le programme de recherche des économistes en cette deuxième moitié du XIX[e] siècle, comme cela avait pu l'être avec les classiques. De plus, l'apport de la formalisation mathématique va permettre à la discipline économique de faire reposer son corpus théorique sur les principes d'optimisation et de calcul marginal à la base de la micro-économie. L'objectif est de déterminer les règles permettant une allocation optimale des ressources dans un cadre marchand sur la base de dotations initiales de facteurs de production et de revenus. Dans ce contexte, l'analyse économique aborde les ressources naturelles avec une volonté de déterminer des règles de gestion économique[28]. Par exemple, L. C. Gray en 1914, puis Harold Hotelling en 1931 vont élaborer les soubassements de l'économie des ressources épuisables (extraction minière) en déterminant une règle d'extraction optimale (Gray, 1914 ; Hotelling, 1931). De leur côté, Scott Gordon et Milner Schaefer vont poser les bases de l'économie des ressources renouvelables (halieutiques), en introduisant une fonction de reproduction des populations de poissons et de l'effort de pêche (Gordon,

27. La théorie de la valeur des néo-classiques est dite subjective dans la mesure où elle repose sur « la satisfaction qu'un bien procure à celui qui le détient (ou le consomme), satisfaction qui est donnée par un nombre, l'utilité d'un bien » (Guerrien, 1996, p. 511).
28. Pour un exposé des principes clés de l'économie de l'environnement ou des ressources naturelles en langue française, le lecteur pourra consulter : Faucheux et Noël (1995), Bontems et Rotillon (1998) et Rotillon (2005).

1954 ; Schaefer, 1957)[29]. Ces travaux précurseurs ont en commun le souhait d'apporter la rigueur du calcul mathématique dans la gestion de ressources naturelles marchandes[30]. L'orientation adoptée à partir de ces travaux est de prêter attention aux effets des structures de marché (concurrence, oligopole, monopole, etc.) sur la prise en compte de l'anticipation des prix, de la présence de coûts croissants d'extraction, du progrès technologique, de l'incertitude, etc.

Une autre conséquence de l'émergence de ce corpus théorique marginaliste (on parle même parfois de révolution marginaliste pour bien insister sur l'importance en économie de ce nouveau paradigme) est le développement, durant la première moitié du XXe siècle, de l'économie publique. Fort de l'appareillage micro-économique élaboré précédemment, les économistes vont développer un corpus théorique dédié à la gestion publique. L'objectif est au départ de définir une théorie de l'affectation optimale des ressources aux biens collectifs et de la distribution optimale de la charge fiscale. Si les premiers travaux sur la fiscalité ont émergé dans les années 1920 (Pigou, 1920), ils vont prendre une ampleur inédite au lendemain de la seconde guerre mondiale où s'affrontent de manière claire deux systèmes, celui de l'Occident et celui de l'URSS et de l'Europe de l'Est. Comme le souligne Henri Guitton en 1968 : « L'État, représentant la collectivité, qui était jusqu'alors latéral à la théorie économique, y est désormais rattaché, et c'est la grande nouveauté de cette théorie contemporaine [c'est-à-dire l'économie publique] » (Guitton, 1968, p. 11). Ce développement de l'économie publique a une incidence sur la manière de percevoir et de résoudre les problèmes environnementaux. Cela se décline selon plusieurs axes.

Premièrement, l'analyse économique de l'action de l'État a conduit à s'interroger sur la fourniture des biens et des services collectifs. On doit à Paul Samuelson d'avoir proposé dès 1954 une typologie de ces biens et de ces services (Samuelson, 1954). Ceux-ci se distinguent des biens et des services privés en fonction de deux critères que sont la (non) rivalité et la (non) exclusion (dans le jargon économique, on parle d'exclusion ou d'exclusivité pour insister sur la capacité ou non d'exclure quelqu'un de l'usage du bien). De cette distinction, découle une réflexion sur la fourniture de ces biens et

29. L'introduction d'une fonction de reproduction de la biomasse peut être assimilée à une première tentative de prise en compte d'une règle biologique (extérieure au fonctionnement de l'économie) dans le calcul économique. Mais ces tentatives ne remettent pas en cause la tendance générale qui est à l'explicitation des règles de gestion économique, reléguant ainsi au second plan le fonctionnement de la nature.
30. L'exemple le plus significatif provient sans doute de l'analyse de Martin Faustman en économie forestière (Peyron et Maheut, 1999). Dès 1849, il définit une règle de détermination de la valeur économique d'une surface destinée à l'exploitation forestière dans le temps. Ce faisant, il élabore les fondements de la valeur actualisée d'un flux de revenus dans le temps ; calcul qui sera central dans les développements théoriques sur le capital et l'intérêt dans les années 1920-1930.

de ces services que l'on retrouve dans de très nombreuses publications sur la biodiversité (OCDE, 2003).

Ainsi, la notion de service (écosystémique) de régulation peut par exemple être considérée comme proche de celle d'un bien et d'un service (en l'occurrence ici un service) collectif. Par exemple, le service de régulation de la houle par la présence d'une mangrove est un service dont l'usage par quelqu'un ne réduit pas l'usage par d'autres personnes (critère de non-rivalité) : le fait d'être personnellement protégé des tsunamis par la présence de la mangrove est un service rendu par l'écosystème qui n'est pas réduit si de nouveaux voisins s'installent pour en profiter également. De plus, il est techniquement impossible ou très coûteux d'exclure des personnes de l'usage de ce service (critère de non-exclusion). L'apport de l'analyse économique est à ce niveau très intéressant car elle précise que, dans le cas d'un fonctionnement de marché, c'est le système de prix qui révèle nos préférences et donc notre consentement implicite à payer. Dans le cas où je bénéficie gratuitement de ce service écosystémique, je n'ai pas à révéler ma préférence, c'est-à-dire que je n'ai pas à exprimer mon consentement à payer et j'aurais tendance (selon le principe de rationalité économique) à considérer que, puisque ce service m'est fourni gratuitement, j'aurais tout intérêt à ne pas révéler le prix que je suis prêt à mettre pour maintenir l'offre de ce service. On parle alors de défaillance de marché (Bator, 1958)[31] qu'illustre par exemple ce comportement de passager clandestin (ne pas participer au paiement du service). Pour de nombreux auteurs comme Robert Dorfman, William Baumol, Richard Musgrave, Stephen Marglin[32], etc., cette situation nécessite une intervention de l'État. Par la suite pourtant, pour de nombreuses raisons qu'il est impossible de reprendre ici, de nombreux économistes ont évoqué le fait que cette typologie basique en quatre cas pouvait être complexifiée. Selon eux, il importe de distinguer la nature des biens (et des services) de la manière dont ils sont fournis. Ainsi, ils peuvent être fournis par des acteurs privés, publics, mixtes (délégation, concession, etc.), de manière communautaire ou associative. Il s'agit là d'un choix politique et sociétal même si l'analyse économique peut apporter des éléments pertinents en termes d'efficacité comparée.

Deuxièmement, l'analyse économique élabore le concept d'effet externe. Si de nombreux éléments évoqués ci-dessus peuvent être interprétés à partir

---

31. Le choix du terme défaillance est un peu trompeur. Il ne s'agit pas à proprement parler d'un dysfonctionnement. Cela vise simplement une zone non couverte par le fonctionnement du marché ; sous-entendu que les règles établies par l'analyse micro-économique dans le cadre marchand ne sont pas d'emblée adaptées à ce type de situation en dehors du marché. L'usage du terme défaillance (on parle même parfois d'échec de marché) laisse entendre un problème de nature technique pour lequel l'économiste serait à la recherche d'outils pour le corriger et de fait revenir à un bon fonctionnement marchand. En réalité, la manière d'aborder (de gérer) cette zone non couverte par le marché relève d'un choix politique et non technique.
32. Voir par exemple les contributions de ces auteurs dans l'ouvrage collectif édité par Henri Guitton (1968).

d'une approche par les externalités (l'analyse des biens collectifs peut être approchée à l'aune des externalités), ce concept trouve son origine dans une relation entre acteurs économiques. On prend souvent l'exemple du pollueur identifié par Pigou en 1920, puis par Coase en 1960 : une industrie crée, par la fumée émise, une nuisance pour les riverains, nuisance qui n'est pas prise en compte par le système de prix. C'est un effet qui est externe au marché. Le pendant à l'externalité est l'internalisation ; processus par lequel l'analyse économique prend en compte cette externalité par différents mécanismes (taxe, subvention, marché de droits, contrat bilatéral, etc.).

Deux exemples d'externalités par James E. Meade

L'exemple le plus intéressant pour notre propos est celui évoqué par James E. Meade dès 1952 (Meade, 1952). Dans cet article, Meade traite des externalités en prenant pour exemple les interactions de production entre un arboriculteur et un apiculteur. L'arboriculteur, en augmentant sa production, ne fait pas qu'augmenter sa propre production de pommes, mais il augmente la quantité de nectar disponible pour les abeilles, ce qui, en retour, va permettre l'augmentation de la production de miel, à quantité de facteurs de production inchangée pour l'apiculteur. Celui-ci bénéficie ainsi d'un effet externe lié à l'augmentation de la production d'un autre acteur économique dans le voisinage. Si cet exemple est dorénavant bien reconnu par la littérature mettant en avant le service de pollinisation, le second est moins bien connu, alors même que son intérêt pour notre problématique est évident.

Meade prend également un deuxième exemple d'externalité qu'il qualifie de création d'une atmosphère (littéralement *creation of atmosphere*). Il s'agit d'une interaction liée au fait qu'un groupe de producteurs peut, par ses activités, produire une atmosphère favorable (ou pénalisante) pour les activités d'un autre groupe de producteurs. L'exemple pris est le suivant : « Par exemple, supposons que des activités de reboisement dans une localité augmentent la pluviométrie qui peut être favorable à la production de céréales dans cette même localité. Dans ce cas, la production forestière crée une atmosphère favorable à la production de céréales » (Meade, 1952, p. 62). La production de céréales peut donc augmenter sans avoir eu à accroître les facteurs de production de l'activité céréalière. Cet exemple sera peu repris dans la littérature économique sur les externalités mais il est pourtant intéressant de noter que, dès le début des années 1950, certains économistes évoquent des interactions qui se rapprochent de la notion actuelle de « service de régulation ».

La théorie des externalités s'est enrichie au fil des années pour développer différents types d'effets externes (technologiques, de réseau, pécuniaires, etc.). Elle a été également été utilisée pour considérer que les problèmes environnementaux sont liés à une mauvaise attribution des droits de propriété. La manière de corriger ces externalités consiste alors à définir correctement les droits de propriété sur ce qui fait l'externalité (la pollution par exemple), puis à laisser le marché fonctionner pour assurer ce qu'on appelle l'internalisation de l'effet externe. Alors même que Ronald Coase préconisait en 1960 différents modes d'intervention (la contractualisation et la réglementation), ses successeurs ont systématiquement opté pour une solution contractuelle (décentralisée et marchande) sans intervention de l'État (Coase, 1960)[33].

Troisièmement, l'économie publique a développé le cadre d'analyse de l'économie du bien-être (*welfare economics*). Cette branche normative de l'économie publique vise à élaborer les règles que l'État doit adopter pour assurer le bien-être collectif le plus élevé possible. S'inspirant de l'ancienne économie du bien-être (la contemporaine étant parfois appelée *new welfare economics* pour la distinguer de l'originale) développée par Jeremy Bentham puis John Stuart Mill au XVIIIe siècle, les économistes contemporains vont poser les bases de la compensation telle qu'elle est préconisée dans le cas des PSE. Puisque n'importe quel choix implique des gagnants et des perdants, il suffit d'imaginer une compensation des gagnants vers les perdants pour que le choix implique un gain net pour la collectivité (chapitre 11). Cette règle qui constitue la base philosophique de l'utilitarisme, a permis de fonder théoriquement l'analyse coût-avantage (*cost-benefit analysis*) qui est utilisée pour la première fois aux États-Unis à peu près à cette époque. Bien qu'elle ait été l'objet de controverses, puis de raffinements qu'il n'est pas utile de préciser ici, cette règle est à la base du développement de l'évaluation monétaire de l'environnement à partir des années 1950.

Cette période de la première moitié du XXe siècle est fondamentale sur au moins trois points. Tout d'abord, elle permet de comprendre comment la constitution de l'analyse économique s'est opérée en réduisant progressivement les interactions avec la nature. Il s'agit d'un processus lié à l'évolution des économies (industrialisation), à l'absence de pressions majeures sur l'environnement et sur les ressources naturelles durant cette période, et à

---

33. Il est intéressant de noter que la plupart des auteurs qui préconisent l'instauration des PSE (chapitre 8), le font en recourant à une perspective de l'approche par les externalités basée sur les droits de propriété. Telle est par exemple la perspective de l'OCDE, de la FAO ou de TEEB : les problèmes de perte de services écosystémiques sont liés à une mauvaise définition des droits de propriété sur ces services. Une réallocation de ces droits sous une forme individuelle et transférable permettrait de résoudre ces problèmes. Le PSE tel qu'il est défini par Wunder (2005) relève de ce type d'instrument.

l'orientation méthodologique et théorique choisie par une science économique en pleine constitution.

Ensuite, elle permet également de comprendre que les outils analytiques et pratiques utilisés par les économistes de l'environnement actuels ont été élaborés bien avant l'émergence du concept de service écosystémique. Ainsi, il est remarquable que le concept d'externalité (et ses appellations dérivées comme les effets externes ou l'internalisation des externalités) soit né quinze ans avant celui d'écosystème et plus de quarante-cinq ans avant celui de biodiversité. Plus encore, les méthodes de l'économie de l'environnement ont toutes été élaborées avant les années 1970, que ce soit la méthode des coûts de transport, l'évaluation contingente, etc. Nous allons y revenir par la suite.

Enfin, les quatre concepts clés qui structurent la pensée économique, que l'on retrouve dans le TEEB (2008) et dans les autres travaux de la FAO ou de l'OCDE, émergent à cette période : à savoir la valeur utilité, les effets externes, les biens publics et l'analyse coût-bénéfice.

SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET FORMATION D'UNE ÉCONOMIE ÉCOLOGIQUE

La notion de service écosystémique proprement dite va naître en marge de cette économie néo-classique. Comme nous l'avons montré dans différentes publications (Froger *et al.*, 2012 ; Méral, 2010, 2012), sa filiation est multiple et elle a des liens forts avec la genèse du courant de l'économie écologique. Disons, pour aller à l'essentiel, que ce courant, né à la fin des années 1980[34], s'est formé autour de l'idée générale que le système économique est incorporé dans un système plus large, celui-ci ayant pris plusieurs appellations selon les auteurs et les périodes : écosystèmes, nature, biosphère. Même si le terme même de service écosystémique n'est pas explicite, les auteurs de ce courant d'économie écologique évoquent le « travail gratuit de la nature », les « fonctions environnementales » et surtout, de manière plus systématique, les fonctions de « support de vie ».

Un des apports les plus significatifs par rapport à la future notion de service écosystémique est celui proposé par l'analyse énergétique. En effet, dans la lignée des recherches des frères Odum, Eugene Pleasants Odum (1913-2002) et Howard Thomas Odum (1924-2002), deux écologues américains, de nombreux travaux portant sur l'évaluation de l'apport des écosystèmes à l'activité humaine émergent durant les années 1970. En se focalisant sur les zones humides dans le Sud des États-Unis, ces auteurs parviennent à montrer que, si l'on tenait compte du contenu énergétique (en kilocalories) de la contribution

34. L'association internationale d'économie écologique, l'International Society for Ecological Economics a été créée en 1989, tout comme la revue *Ecological Economics* qui publie son premier numéro cette même année.

des fonctions de ces écosystèmes (les auteurs parlent de *life support value*), on obtiendrait une valeur très supérieure à celle obtenue par les prix de marché[35]. On doit à ces travaux les premières publications mettant en avant des éléments de calcul économique autour des écosystèmes et des fonctions qui leur sont associées (Gosselink, Odum et Pope, 1974 ; Westman, 1977).

Les valeurs des marais de Floride et de Louisiane : un exemple d'estimation économique

Gosselink, Odum et Pope (1974) tentent d'estimer la valeur des marais de Floride et de Louisiane. Ils retiennent la valeur d'usage direct obtenue par le calcul de la valeur ajoutée issue d'activités économiques telles que la pêche et l'ostréiculture. D'autres fonctions sont évoquées : épuration naturelle des rejets, protection contre la houle, protection contre l'envasement des ports, habitat pour les oiseaux migrateurs, maintien des plages et des sites touristiques non érodés par les vagues. Pour ces auteurs, la valeur de ces fonctions support de vie ne peut être décomposée en autant de fonctions. Pour éviter ce problème de calcul des différentes composantes de la valeur de non-usage, les auteurs estiment la production énergétique nette primaire de l'écosystème (par surface et par an), puis appliquent un coefficient de conversion des « kilocalories en dollars ». Ils obtiennent alors une équivalence monétaire de la valeur énergétique produite par l'écosystème. Robert Costanza, dont on connaît le rôle pour l'élaboration de la problématique de l'économie des services écosystémiques, a commencé sa carrière scientifique comme spécialiste de l'évaluation énergétique et monétaire des écosystèmes des zones humides.

L'apport de l'analyse énergétique se réalise également de manière plus macroscopique. Dans la lignée de travaux d'économistes tels que Kenneth Boulding (1910-1993) ou Nicholas Georgescu-Roegen (1906-1994), une des manières de comprendre cette dépendance de l'économie vis-à-vis de la biosphère a été le recours à la thermodynamique. La thermodynamique est ainsi utile pour montrer comment l'activité économique est traversée par des flux de matières et d'énergie. Les théories thermodynamiques appliquées à l'économie conduisent à reconnaître de manière scientifique (les lois de l'entropie) les limites physiques de l'économie et à anticiper des formes d'état stationnaire de l'économie, voire, dans certains cas, de décroissance (Passet, 1979).

35. Le dernier article commun des deux frères a été écrit en 2000 et s'intitulait justement « The energetic basis for valuation of ecosystem services » (Odum et Odum, 2000).

Herman Daly, économiste et élève de Georgescu Roegen, évoque l'état stationnaire de l'économie pour qualifier le processus vers lequel tend l'économie (Daly, 1977 et 1987). Les responsables politiques doivent alors tenter de freiner ce processus irréversible en découplant la croissance économique de la consommation des ressources (croissance qualitative *versus* croissance quantitative), en réduisant la production de déchets et en améliorant les processus de recyclage, etc. Les institutions formelles ont également un rôle important puisque ce sont elles qui doivent mettre en place des règles de gestion (comme le principe de précaution). Ces approches diffèrent de celles préconisées par les théoriciens de la croissance économique, tels que Joseph Stiglitz ou Robert Solow. Selon ce dernier, l'état de l'économie est dit stationnaire lorsque les taux de croissance de l'économie et de la population sont identiques. L'introduction d'une contrainte sur les ressources naturelles ne perturbe pas cette trajectoire économique à partir du moment où il est possible de substituer ce capital naturel par du capital manufacturé. L'état stationnaire de Daly s'explique quant à lui par des contraintes de nature physique exercées par l'activité économique. De fait, il s'agit là d'une reconnaissance de modalités de fonctionnement des écosystèmes totalement étranger à celui de l'économie. L'économie est considérée comme un sous-système d'un système plus grand (la biosphère), la substituabilité entre les différentes formes de capital n'est pas toujours envisageable[36].

L'ensemble de ces débats, qui ont eu lieu à partir de 1974, doivent beaucoup aux travaux de Dennis et Donnella Meadows (Meadows *et al.*, 1972). Sans recourir de manière aussi prononcée à la thermodynamique, mais en s'appuyant sur la dynamique des systèmes initiée par Jay Wright Forrester en 1970 au Massachusetts Institute of Technology (MIT), le rapport Meadows anticipe les résultats de Daly. Là encore, le terme de service écosystémique n'est pas utilisé dans leur ouvrage *The Limits of Growth*, mais l'idée de dépendance des activités humaines vis-à-vis de la finitude des ressources naturelles est clairement à la base de leur réflexion. Outre les débats autour de la croissance de l'économie que le couple Meadows lance dans les milieux économiques, c'est surtout l'intérêt pour les modèles de lanceurs d'alerte qui constitue une avancée

36. On parle de substituabilité pour évoquer la possibilité de substituer l'usage d'une ressource par une autre. Ce terme est devenu un marqueur important de distinction entre écoles de pensée. Pour les économistes néo-classiques, la substituabilité est à la base de la théorie économique. Il est possible, en cas de rareté d'une ressource naturelle, de la remplacer par un autre existant en abondance. Pour les économistes écologiques, la substituabilité n'est pas automatique. La raison se trouve dans le fait qu'une ressource naturelle est justement davantage qu'une ressource. En tant qu'élément de support de vie, il convient de la conserver et non de se satisfaire des possibilités de substitution. Ainsi, si la rareté des ressources halieutiques s'accroît, la recommandation du premier courant sera d'investir dans l'aquaculture. Pour le second courant, il importe de maintenir un stock de poisson suffisant pour garantir un bon équilibre de la chaîne trophique.

significative. L'apport de la dynamique des systèmes à la problématique économique est de permettre la modélisation des interrelations entre le système économique et la biosphère.

L'émergence de la notion de service écosystémique s'effectue également par le biais de la mesure de cette croissance économique. Pour de nombreux auteurs (Mishan, 1967), un des problèmes rencontrés par l'analyse économique standard est qu'elle mesure la croissance économique à partir de taux de croissance du produit intérieur brut (Mishan, 1967). Or la mesure du produit intérieur brut est découplée des pressions que nous exerçons sur ces écosystèmes et donc des coûts associés. Compte tenu du fait que ces écosystèmes forment la base de notre vie, donc de nos activités humaines et par conséquent des activités économiques elles-mêmes, ne pas tenir compte de ces pressions revient à ne pas prendre en compte des coûts non marchands. Ne pas prendre en compte ces coûts cachés est un problème tout autant économique qu'écologique. Ce raisonnement est similaire à celui de la dynamique des systèmes, mais il est abordé sous l'angle statistique, c'est-à-dire qu'il se base sur la correction de la comptabilité nationale à partir de laquelle se calcule le produit intérieur brut, et donc le taux de croissance économique.

On doit à Roefie Hueting, un statisticien néerlandais, les travaux les plus développés sur cette question. Dans un ouvrage publié en 1980 (dont la préface est d'ailleurs de Dennis Meadows[37]), il pose clairement le problème de l'intégration des fonctions environnementales dans le calcul du revenu national (Hueting, 1980). Hueting considère les fonctions environnementales comme les usages possibles et multiples que nous retirons de l'environnement. Selon lui, compte tenu des usages différents que les humains peuvent retirer des composantes de l'environnement (air, eau et sol), la substitution entre capital manufacturé et naturel (à supposer qu'elle soit possible) se fera au détriment des autres usages, ce qui se traduira par une perte de fonctionnalité de l'environnement et par conséquent un coût.

Dans la lignée de Hueting, d'autres chercheurs néerlandais vont poursuivre la réflexion sur les fonctions environnementales. Par exemple, Rudolf de Groot, chercheur renommé en économie écologique[38], fait de cette notion de fonction une passerelle entre l'économie et l'écologie, nommant par exemple un de ces premiers articles : « Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics » (de Groot, 1987). Cet auteur qui, contrairement à son aîné, ne s'intéresse pas du tout à l'adaptation de la comptabilité

37. La version initiale de ce livre, rédigé en néerlandais, date de 1974. La version anglaise, financée par le World Wide Fund for Nature, ne sera publiée qu'en 1980. Selon Hueting lui-même, cet ouvrage recense des travaux menés entre 1967 et 1969, ce qui donne un aperçu du caractère précurseur de ses travaux.
38. R.S. de Groot est co-fondateur et éditeur de la revue *Ecosystem Services* depuis 2012 après avoir été auteur-coordinateur pour le MEA, puis pour le TEEB.

nationale aborde la question de l'intérêt de l'évaluation monétaire pour la prise de décision et l'aménagement du territoire. Dans sa thèse soutenue en 1994, il définit les fonctions environnementales comme la « capacité des processus naturels de fournir des biens et des services qui satisfont les besoins humains (directement et/ou indirectement) » (p. vii)[39]. Ce faisant, il évoque clairement le terme de service qu'il qualifie de la manière suivante :

> « L'utilisation des termes de "biens et services" indique que le concept de fonctions environnementales inclue non seulement les ressources exploitables (c'est-à-dire les ressources naturelles dans leur acception traditionnelle), mais également les autres bénéfices des processus naturels (c'est-à-dire les services), tels que la capacité de recyclage de certains types de déchets issus des activités humaines » (de Groot, 1994, p. 317).

L'ensemble de ces travaux pluridisciplinaires, qu'ils aient pour origine la physique, la thermodynamique ou encore la biologie, convergent pour donner naissance à ce courant d'économie écologique. René Passet, un des économistes pionniers en économie écologique en France, situe bien la place de l'économie comme « subordonnée au respect des régulations naturelles car, incapable de produire les normes assurant la marche de la biosphère (qui n'ont rien à voir avec la logique marchande), elle ne saurait les appréhender et assurer sa reproduction que dans le respect de leur propre logique » (Passet, 1989, p. 15). On retrouve d'ailleurs chez Costanza et Daly (1987) le programme de recherche qui va structurer le courant de l'économie écologique au début des années 1990 :

> « Le danger le plus évident de l'ignorance de la nature en économie est que la nature est le système support de vie de l'économie et, en l'ignorant, nous pouvons endommager par inadvertance cette nature au-delà de toute possibilité de la réparer » (Costanza et Daly, 1987, p. 2-3).

Avant toute chose, pour ces auteurs, la soutenabilité consiste à maintenir intactes les fonctions support de vie issues des écosystèmes en bon état.

Au final, retenons d'une part que la notion de service écosystémique est étroitement liée à la naissance du courant d'économie écologique. Celui-ci s'est largement fondé sur l'apport de nombreux corpus théoriques extérieurs à l'économie (thermodynamique, écologie, dynamique des systèmes, etc.)

D'autre part, cette notion est née pour alimenter une réflexion en opposition avec l'économie standard et, plus précisément, sur la manière d'envisager la croissance économique. Ceci s'est réalisé de manière technique (comme Hueting) sur la comptabilité nationale ou plus politique en relation avec l'évolution du développement durable (Bürgenmeier, 2004).

---

39. Voir également le chapitre 2 du présent ouvrage, intitulé « Les services écosystémiques : une notion discutée en écologie », qui évoque les débats autour de la différence entre fonction et service.

LA SYNTHÈSE PAR L'ÉCONOMIE DE LA BIODIVERSITÉ

Très rapidement après la création du courant de l'économie écologique, cette dichotomie entre l'économie de l'environnement et des ressources naturelles (version standard ou néo-classique) d'un côté, et l'économie écologique de l'autre devient de plus en plus difficile à cerner (Douai et Vivien, 2009 ; Røpke, 2004, 2005). Les tenants d'une version originelle de l'économie écologique poursuivent leurs travaux sur des évaluations énergétiques, sur l'usage des modèles de dynamique des systèmes, sur la pluralité des systèmes de valeur, etc. Mais d'autres sont persuadés qu'il existe des points de rapprochement avec l'économie de l'environnement. Trouvant ses origines dans ce que l'on a appelé l'École de Londres (Froger, 2008), porté par des économistes écologiques tels que David Pearce ou Charles Perrings, ce courant s'est rapidement fait connaître lors de la préparation de la Conférence de Rio au début des années 1990.

La particularité de ce courant de pensée, ce qui fait qu'on peut le considérer comme une synthèse des autres courants, est de porter sur la biodiversité, thématique complexe à aborder, relevant typiquement du champ de l'économie écologique, tout en recourant aux outils traditionnels de l'évaluation monétaire de l'environnement. On trouve par exemple chez Pearce et Moran (1994) la quintessence de cette position que nous qualifions d'économie de la biodiversité : elle repose sur une définition des trois niveaux de la biodiversité (diversité des espèces, des gènes et des écosystèmes) mettant en avant les phénomènes de complexité, de résilience, d'irréversibilités, mais l'aborde économiquement à partir de l'outillage monétaire appliqué depuis longtemps en économie de l'environnement. La cohérence d'ensemble est assurée de la manière suivante :

– la biodiversité est menacée ;
– elle l'est à cause des activités humaines ;
– ces activités humaines n'intègrent pas les coûts et les avantages liés à la biodiversité dans les processus de prise de décision (analyse coûts-avantages) ;
– pour sauvegarder la biodiversité, il convient de l'évaluer monétairement de manière à l'intégrer dans la prise de décision.

Cette approche sera celle retenue par la plupart des institutions intervenant dans le domaine : Banque mondiale, OCDE, etc.

Pour comprendre ces évolutions, il faut revenir avant les années 1970. Durant la période de l'après-guerre, la science économique a largement développé l'économie publique qui vise à discuter, entre autres, de la capacité de l'administration publique à prendre en considération les coûts environnementaux dans le calcul économique. C'est dans cette optique que se développent aux États-Unis, dès les années 1950, les premiers travaux d'évaluation monétaire de l'environnement grâce à des économistes

soucieux d'intégrer les bénéfices et les coûts de la conservation de la nature aux analyses coûts-bénéfices des projets de développement. Ainsi, en 1958, Krutilla et Eckstein publient un ouvrage intitulé *Multiple Purpose River Development* (Krutilla et Eckstein, 1958). Dans un contexte marqué par le développement des barrages hydroélectriques, ces auteurs mettent en avant la nécessité pour l'analyse économique de s'intéresser aux multiples usages (et non-usages) d'un même espace ; en l'occurrence un espace principalement dédié à la production hydroélectrique.

> « L'eau est directement nécessaire à la consommation humaine. Elle est utilisée de manière indirecte dans l'agriculture comme élément de la croissance des plantes ou dans la production d'aliments et de boissons. L'eau entre dans de nombreux processus de fabrication de marchandises qui sont employées comme facteurs de production pour différentes activités économiques. Mais ces usages directs et indirects pour la consommation humaine ne doivent pas masquer d'autres fonctions productives possibles. Historiquement, l'eau a facilité le transport, a servi d'habitat pour des espèces sauvages et, plus récemment, pour les activités sportives de chasse et de pêche. L'eau a permis la satisfaction des besoins récréatifs et de contemplation » (Krutilla et Eckstein, 1958, p. 5).

Le développement des composantes de la valeur économique totale (terme qui n'apparaîtra qu'au milieu des années 1980) et les techniques d'évaluation monétaire associées vont se développer dans cet esprit. Permettre d'identifier les coûts et les bénéfices non révélés directement par le marché est la meilleure manière de prendre en compte les différentes composantes de la valeur d'un environnement naturel. Implicitement (le terme de service écosystémique n'est pas utilisé explicitement dans ces travaux), l'idée qu'il puisse y avoir des services de régulation ou des services récréatifs est déjà présente dès la fin des années 1950. La différence notable, qui va perdurer d'ailleurs jusqu'à aujourd'hui, est qu'il s'agit de prendre en compte des coûts et des bénéfices générés par des interactions humaines et non fournis par les écosystèmes eux-mêmes. Dans les très nombreuses études de cas qui jalonnent les premiers articles en économie de l'environnement, il s'agit essentiellement de conflits entre des projets de développement économique (infrastructure par exemple) et des usages dits passifs tels que la fréquentation touristique du site en question. Ces travaux sont souvent amorcés à l'initiative de l'administration américaine. Par exemple, le US National Park Service s'interroge dès 1947 sur la valeur économique de ces parcs, ce qui conduira aux premières réflexions sur la méthode des coûts de transport, formalisée de manière plus académique par Marion Clawson dès 1959. De nombreux exemples pourraient être cités comme l'évaluation contingente qui puise ces racines dans les travaux sur l'économie de l'érosion menés par le Soil Conservation Service dont s'inspirera Ciriacy-Wantrup dans son article séminal de 1947.

La plupart des méthodes d'évaluation monétaire préconisées aujourd'hui pour l'évaluation des services écosystémiques ont ainsi été élaborées, ou tout au moins ébauchées, avant même le début des années 1970. Durant les

deux décennies suivantes (1970 et 1980), les économistes vont consolider, raffiner, systématiser ces méthodes d'évaluations environnementales. De nombreuses associations et revues voient le jour[40]. Les premiers manuels d'économie de l'environnement sont également publiés durant cette période.

Si bien qu'au moment même de l'émergence de la thématique de la biodiversité à la fin des années 1980, il existe un réseau d'économistes de l'environnement (dans les universités et les centres de recherche, dans les administrations, dans les institutions internationales d'aide au développement, dans les organisations non gouvernementales de conservation, dans les *think tanks*) qui partagent une même conception de l'économie de l'environnement et une même boîte à outils basée sur les principes de l'économie de l'environnement dont nous avons vu les quatre principales caractéristiques.

Ainsi, durant la deuxième moitié des années 1980, les méthodes d'évaluation économique commencent à être appliquées à la problématique de la conservation de la biodiversité, notamment en dehors des États-Unis. Fortement portée par les institutions environnementales (l'Union internationale pour la conservation de la nature, World Wide Fund for Nature, l'International Institute for Environment and Development, le World Resources Institute, etc.), cette dynamique s'appuie sur une prise de conscience de la globalisation des enjeux environnementaux. Dans la lignée de la World Conservation Strategy en 1980, qui insistait déjà sur ce besoin d'identifier les coûts et les bénéfices de la conservation des écosystèmes, d'autres initiatives vont renforcer cette dynamique (chapitre 1). Par exemple, le World Resources Institute amorce la rédaction d'une série de rapports à partir de 1986. Dénommés *World Resources*, ces rapports pointent l'intérêt d'une évaluation économique pour compléter les diagnostics écologiques. D'abord timides, les références aux évaluations économiques se renforcent dans les rapports ultérieurs pour culminer dans le rapport 2000-2001 (WRI, 2000b), celui-là même qui servira de base au lancement du MEA.

D'autres initiatives sont prises par la Banque mondiale, l'OCDE, etc., et s'adossent aux évaluations environnementales, à des estimations de la valeur économique des écosystèmes (forêt, mangroves, récifs coralliens, etc.) menées par des économistes de l'environnement, essentiellement anglo-saxons, à la renommée naissante ou déjà bien établie : David Pearce, John Dixon, Edward Barbier, Charles Perrings, Clem Tisdell, Joshua Bishop, Mohan Munasinghe, etc. (Pearce, Markandya et Barbier, 1989 ; Munasinghe, 1993).

Le nombre d'évaluations économiques de l'environnement dans les pays en développement augmente sensiblement dès la fin des années 1980, ce qui permet aux premières synthèses d'apparaître au début des années 1990.

---

40. Par exemple, l'Association of Environmental and Resource Economists est créée en 1979. Le *Journal of Environmental Economics and Management* paraît pour la première fois en 1974. La revue *Resource and Energy Economics* publie ses premiers articles en 1978.

Ainsi, lors du IVe Congrès mondial des parcs qui se déroule en février 1992 à Caracas, l'Union internationale pour la conservation de la nature et la Banque mondiale organisent un atelier spécifiquement dédié à l'économie des aires protégées. Celui-ci donnera lieu à une publication commune entre les deux institutions, représentées par Jeff McNeely, de l'Union internationale pour la conservation de la nature et auteur d'un ouvrage assez méconnu intitulé *Economics and Biological Diversity* (McNeely, 1988), et Mohan Munasinghe, de la Banque mondiale. Intitulé *Protected Area Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*, cet ouvrage propose un des premiers états des lieux sur les évaluations économiques en vue de faire ressortir les bénéfices de la conservation de la biodiversité à travers l'exemple des aires protégées (Munasinghe et McNeely, 1994).

De même, toujours sous l'impulsion de Jeff McNeely, David Pearce et Dominic Moran publient une des synthèses les plus significatives. Leur ouvrage intitulé *The Economic Value of Biodiversity* permet ainsi de faire un état de l'art de la valeur économique de la biodiversité, essentiellement dans les pays en développement (Pearce et Moran, 1994).

La même année, paraît également une publication de l'OCDE qui fait le point (théorique et pratique) sur les méthodes d'évaluation (OCDE, 1994). David Pearce et ses collègues Dale Whittington et Steven Georgiou, coordinateurs de cette publication, réalisent un état de l'art sur les techniques d'évaluation en s'appuyant sur la notion de développement durable (prise en compte du temps long notamment). La même année, le Programme des Nations unies pour l'environnement propose à ces chercheurs de réaliser également un état de l'art appliqué aux pays en développement ; travail qui aboutira à la publication en 1997 d'un ouvrage intitulé *Economic Values and the Environment in the Developing World* (Georgiou *et al.*, 1997).

LA SYNTHÈSE PAR COSTANZA ET SES COLLÈGUES DANS LA REVUE NATURE

C'est dans la continuité et l'esprit de ces précédentes publications que Costanza et ses nombreux collègues[41] élaborent une synthèse de toutes les évaluations faites précédemment. L'idée est d'établir une estimation à

41. Nous insistons sur ce point car, par commodité, on retient le premier auteur mais, en réalité, cette publication est cosignée par douze autres personnes. Certaines sont économistes (Costanza, d'Arge, de Groot, Farber), mais d'autres sont écologues (Naem) ou géographes (Sutton). Il s'agit avant tout d'un travail pluridisciplinaire (démarche préconisée par le courant de l'économie écologique) qui a été publié dans la revue *Nature* et non dans une revue d'économie à proprement parler. L'objectif affiché est donc bien de cibler la communauté des conservationnistes davantage que celle des économistes. La revue *Nature* a d'ailleurs refusé un droit de réponse des auteurs critiques de cette évaluation. Celle-ci se fera dans la revue *Ecological Economics* en 1998.

l'échelle mondiale de la valeur totale des services rendus par la nature aux activités humaines.

Le point de départ de l'équipe de Costanza est que l'érosion de la biodiversité à d'échelle planétaire est sous-médiatisée parce que nous ne sommes pas capables d'en exprimer la valeur monétaire. Or, il existe un nombre important d'études économiques proposant des évaluations monétaires de telle ou telle fonction ou de tel ou tel service rendus par les écosystèmes à l'activité humaine. Celles-ci font référence à des écosystèmes particuliers, utilisant des méthodes particulières pour des situations spécifiques (estimation des avantages nets liés à la création d'un parc, évaluation de la déforestation, évaluation de la disparition de la mangrove, etc.). Mais il n'existe pas de synthèse globale de l'ensemble de ces données permettant d'obtenir une approximation de la valeur économique totale de l'ensemble des services écosystémiques fournis par la biosphère. L'objectif est de parvenir à proposer cette synthèse en compilant l'ensemble de ces données :

> « Nous avons rassemblé des informations nombreuses mais dispersées et nous les présentons dans un format utile pour les écologistes, les économistes, les décideurs publics et le grand public » (Costanza *et al.*, 1997, p. 253).

La méthode retenue consiste à calculer la valeur par hectare et par biome, puis à multiplier ces valeurs par la surface que représente sur terre chaque biome, et enfin à additionner les valeurs obtenues. Chaque donnée est convertie en dollars (base 1994) par hectare et par an. À partir de l'étude d'une centaine d'évaluations, les auteurs parviennent à une estimation de la valeur économique totale de l'ordre de 33 000 milliards de dollars par an. La principale conclusion est qu'une majeure partie de cette valeur provient de services écosystémiques non marchands. S'ils étaient incorporés au marché, le système des prix actuels (y compris les salaires, les taux intérêt, les profits, etc.) serait très différent. Le produit intérieur brut mondial serait également beaucoup plus important et d'une composition très différente. Les auteurs suggèrent deux utilisations pratiques de ces résultats : la prise en compte de ces services écosystémiques dans la comptabilité nationale, dans la lignée des travaux d'Hueting, et dans l'évaluation de projets.

Cette évaluation a fait l'objet de nombreuses critiques que l'on peut regrouper en trois grandes catégories (Méral, 2010) :
– des critiques concernant les techniques économiques retenues ;
– des critiques relatives à l'intérêt de ce travail pour la prise de décision ;
– des critiques plus philosophiques sur l'intérêt de l'évaluation monétaire pour représenter la dépendance des humains à l'égard de la nature.

Malgré toutes ces critiques, cet article marque clairement la volonté des économistes de la biodiversité d'utiliser ce type de démarche à l'avenir, convaincu qu'il convient de « communiquer avec les gens dans un langage qu'ils comprennent » (Costanza *et al.*, 1998, p. 69). De ce point de vue, cette publication est un succès comme en témoigne cette citation :

> « Cet article a reçu une couverture médiatique large, incluant des articles dans le *NY Times*, *Newsweek*, *Science*, *Science News*, *US News*, *World Report* et des reportages sur US National Public Radio et sur la BBC. Il a également été inclus dans le Top 100 des événements scientifiques de l'année 1997 par le magazine *Discover* » (Costanza, 1998, p. 1).

CONCLUSION

Pour la plupart des économistes, l'émergence et la médiatisation de la notion de service écosystémique sont tout sauf révolutionnaires. La notion est le résultat d'un long processus qui se confond avec la naissance de ce champ disciplinaire, lui-même issu d'une synthèse entre l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, dite approche standard, et d'une partie du courant de l'économie écologique (figure 3.1). Nous l'avons montré avec quelques exemples précis tirés de Meade (1952), de Krutilla et Eckstein (1958) et de certains économistes écologiques (Costanza et Daly, 1987 ; de Groot, 1987 ; Pearce et Moran, 1994). Uniquement dans la littérature française de la fin des années 1980 et du début des années 1990, c'est-à-dire plus d'une décennie avant le lancement du MEA, on trouve, dans des écrits de nombreux économistes de différentes écoles de pensée, des références explicites aux services fournis par la nature, les écosystèmes, la biosphère ou l'environnement (Bourrelier et Dietrich, 1989 ; Passet, 1989 ; Point, 1990).

Ceci explique en grande partie les difficultés de communication entre les économistes de la biodiversité et ceux qui dénoncent « l'économicisation », voire la marchandisation, de la nature. Mais ni les cadres d'analyse, ni les méthodes d'évaluation n'ont été substantiellement modifiés par l'introduction de la notion de service écosystémique. Ainsi, l'initiative TEEB continue de promouvoir les techniques d'évaluation monétaire que l'on trouve dans les anciens manuels d'économie de l'environnement (TEEB, 2013a). Son originalité tient surtout au fait qu'elle vise, à travers différentes publications, un public plus large. Les intitulés de ses ouvrages sont à ce titre tout à fait évocateurs : TEEB pour les entreprises (TEEB, 2013b), TEEB pour les décideurs nationaux et internationaux (TEEB, 2009), TEEB pour les décideurs locaux et régionaux (TEEB, 2012), sans compter les réseaux sociaux Twitter et Facebook avec TEEB4Me.

Selon nous, l'innovation provoquée par l'émergence de la thématique des services écosystémiques relève davantage de ce processus de médiatisation. Les institutions qui promeuvent l'économie des services écosystémiques contribuent à médiatiser l'analyse économique auprès des décideurs et d'un public plus large. Mobilisé par les experts internationaux, les administrations environnementales et les grandes organisations non gouvernementales de conservation, le langage économique promu par les économistes de la biodiversité se banalise dans les milieux de la conservation. Ce qui apparaît aux

yeux des économistes (la question de la valeur par exemple) comme évident, puisque relevant des fondements mêmes de leur discipline, est, selon leurs contradicteurs, l'expression d'une néo-libéralisation des politiques liées à la biodiversité (McAfee, 1999, 2012 ; Thomas et Boisvert, 2015). Selon que l'on se réfère aux aspects techniques et théoriques (discours économique) ou que l'on insiste sur ses effets en termes de gouvernance mondiale de la biodiversité (discours anti-économique), le diagnostic sur la dimension économique des services écosystémiques conduit à deux conclusions diamétralement opposées et pourtant recevables toutes les deux.

Pour conclure et poursuivre ces premiers éléments de synthèse, il nous paraît important d'attirer l'attention sur quatre points qui ressortent de cette analyse historique.

Premièrement, il convient d'affirmer qu'il n'est pas nécessaire de passer par la notion de service écosystémique pour évaluer économiquement les bénéfices que nous retirons du bon fonctionnement de la nature. L'analyse historique nous l'a ainsi montré : l'évaluation monétaire en lien avec la nature est apparue bien avant l'émergence du concept. L'évaluation monétaire a été adossée à des mots-clés tels que environnement, capital naturel, aménités environnementales, actifs naturels, patrimoine naturel, avant de l'être au mot-clé service écosystémique.

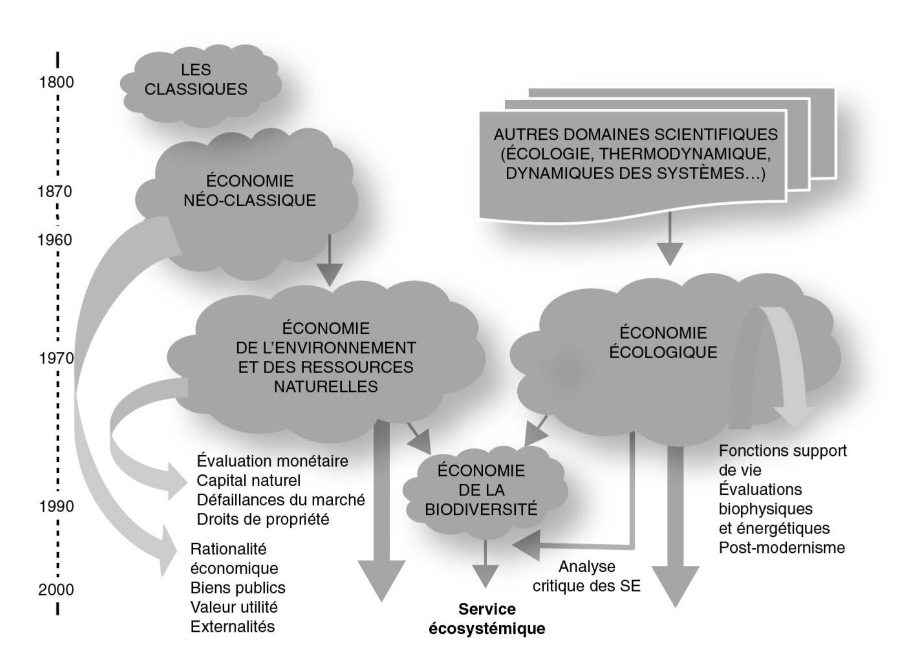


Figure 3.1. Schéma historique récapitulatif des racines économiques des services écosystémiques.

Deuxièmement, il est à noter que, même si la notion de service écosystémique n'a pas radicalement changé les cadres d'analyse économique, elle ouvre quand même des perspectives intéressantes. Par exemple, avant l'apparition du cadre du MEA, les économistes avaient l'habitude de privilégier la valeur économique totale, c'est-à-dire de fournir une estimation chiffrée et globale de la valeur économique d'une composante de la biodiversité, d'un espace géographique (une aire protégée par exemple), etc. L'exemple de Costanza *et al.* (1997) en est une bonne illustration. Avec le cadre du MEA, l'accent est mis sur les composantes de ces valeurs, et plus particulièrement sur les conflits entre les valeurs d'usage (issues des services d'approvisionnement principalement[42]) et les services de régulation (ce qu'on appelait aussi parfois valeurs d'usage indirect) ou les services culturels (pour certains appelés également valeur de non-usage). Il s'ensuit de nouvelles perspectives de recherche pour trouver des compromis (ou arbitrage) entre des choix d'aménagement, qui privilégient plutôt les services d'approvisionnement ou plutôt les services de régulation ou culturels, voire une combinaison des trois catégories (de Groot *et al.*, 2010). Par exemple, un écosystème corallien peut être source de biens et services d'approvisionnement en poissons pour les populations locales et source de service culturel (beauté écologique) pour les touristes. L'approche par les services écosystémiques permet de nouvelles analyses qui ne sont pas explicitées avec le seul calcul de la valeur économique totale, laquelle privilégie une donnée chiffrée globalisée, indépendamment de sa composition entre les différents types de valeur (usage, non-usage, directe, indirecte, etc.).

Troisièmement, il est clair que la valeur dont il est question chez les économistes est une valeur anthropocentrée. Comme nous l'avons souligné, l'analyse économique a pour objectif de s'intéresser aux activités humaines et privilégie de fait les approches mettant clairement en avant les préférences, le choix, les processus de décisions face à des ressources rares. Là où les différences entre écoles sont réelles, c'est sur la nature du choix humain et des préférences qu'elles se basent, c'est-à-dire sur la manière dont l'être humain exprime ou révèle son système de valeurs. Pour les économistes de la biodiversité, qui reprennent sur ce point les principes fondamentaux de l'économie de l'environnement et des ressources naturelles, ce système de valeurs repose sur les variations du bien-être. Toute la question est de savoir comment exprimer ces changements grâce à un indicateur qui permette la mesure et la comparaison. Comme nous l'avons vu, si des auteurs tels que Costanza ont été un moment attiré par les évaluations physiques et énergétiques, ils ont très largement jeté leur dévolu sur la mesure monétaire. Pour

42. Les services d'approvisionnement concernent essentiellement les produits issus des écosystèmes (produits alimentaires, bois énergie…) qui sont sujets à un usage direct contrairement aux services de régulation qui ne sont pas directement utilisés par l'homme ou aux services culturels qui se réfèrent à des valeurs de non-usage (valeur d'existence, patrimoniale…)

ces économistes, il s'agit d'utiliser cette mesure monétaire pour définir ce que Desaigues et Point appelaient dès 1990 un « indicateur de valeur ayant la dimension de prix » (Point et Desaigues, 1990).

Si cette manière de procéder semble prédominante aujourd'hui, ce n'est pas seulement pour parler aux banquiers comme le disait Costanza ; c'est surtout parce qu'elle permet de montrer l'existence de valeurs qui ne s'expriment pas par le biais du marché alors qu'elles peuvent être bien réelles aux yeux de certains. Elles permettent alors de les comparer avec des flux économiques qui sont eux bien réels et exprimés sous forme de prix de marché. De fait, le recours à l'évaluation monétaire pour des biens et des services hors marché est souvent assimilé à l'expression d'un prix. Comme il s'agit de biens et de services non marchands, nombreux sont ceux qui estiment que l'évaluation monétaire entraînerait la création de marchés dédiés à ces biens et ces services. Sur le plan de la théorie économique, il est faux d'assimiler valeur et prix dans le cas de biens et de services non marchands. Pour autant, on ne peut se référer uniquement à l'argument théorique car, dans la pratique, de nombreuses publications institutionnelles défendent clairement la nécessité de créer des marchés de la biodiversité (OCDE, 2003 ; WBCSD et IUCN, 2007).

Pour autant, le lecteur aura remarqué que, dans ce dernier paragraphe, le terme de service écosystémique n'a pas été employé. Ces débats concernant l'évaluation monétaire dépassent le concept même de service écosystémique. L'introduction de ce terme ne fait que renouveler un débat qui existait déjà avant lui. S'il le renouvelle, c'est selon nous pour deux raisons principales. La première est d'ordre sémantique, la seconde d'ordre financier. Le fait d'utiliser le terme de service (et non de celui de fonction par exemple) laisse supposer la création, *via* l'évaluation monétaire, d'un service marchand. Pourtant, à bien y regarder, la littérature sur l'économie des services est très peu mobilisée par celle relative aux services écosystémiques (Aznar, 2002). Le passage d'un service d'externalité (effet non intentionnel) à une activité organisée sous forme d'une prestation de services dédiés (activité de service) est pour le moment peu pertinent (Froger *et al.*, 2012). Pour les institutions telles que l'OCDE ou l'Organisation mondiale du commerce (OMC), l'analyse du secteur des biens et services de l'environnement laisse une place réduite aux services écosystémiques dans le sens où le MEA l'entend. Pour le moment (et il est important de le préciser), le fait de recourir au terme de service n'implique pas un appel à développer des secteurs d'activités économiques spécialisés dans la fourniture de services écosystémiques. La deuxième raison, d'ordre financier, est que le concept de service écosystémique est utilisé par de nombreux acteurs pour justifier le financement de la conservation de la biodiversité (chapitre 11). La plupart des organisations non gouvernementales de conservation de la biodiversité ont recours à ce concept dans l'intention de capter des fonds pour le maintien des services écosystémiques qu'ils gèrent (et à ce titre qu'ils fournissent). Un détour sur les sites internet d'Ecosystem Marketplace

ou de Forest Trends démontre facilement l'ampleur du projet[43]. Là encore, le terme de service écosystémique n'est pas central, mais la rhétorique du service rendu, qui doit être payé pour être maintenu, est sous-jacente. Ce que Daily et Ellison ont appelé « la nouvelle économie de la nature » est une donnée récente, en pleine expansion et qui s'inscrit dans un contexte plus large de financiarisation de l'économie (Daily et Ellison, 2002).

Quatrièmement, le succès de ce concept masque d'autres approches (participatives, délibératives, communautaires) qui offrent pourtant un intérêt scientifique et politique. Nous avons précédemment évoqué la question de la rationalité. Il apparaît clairement que, dans l'acception économique standard des services écosystémiques, le choix individuel se fait sur la base d'une comparaison des coûts et des bénéfices. Par exemple, ceci est perceptible dans la manière de présenter les paiements pour services environnementaux (chapitre 8) : en dédommageant ou en récompensant les fournisseurs du service écosystémique pour le service fourni, on augmente les gains qu'ils retirent eux-mêmes de la bonne fourniture du service. Il s'agit d'un point de vue précis et particulier sur le fonctionnement de l'être humain. De nombreux travaux en économie ont montré comment les règles et les normes, formelles et informelles, pouvaient avoir une influence sur le choix des individus. Ceci est d'autant plus vrai qu'il s'agit de gestion locale de la biodiversité. Les acteurs peuvent justifier des actions au-delà de la seule dimension « bénéfice privé net ». L'économie des conventions a montré, il y a déjà vingt-cinq ans, l'importance des régimes de justification quant au rapport que l'homme entretient vis-à-vis du patrimoine naturel (Godard, 1990). Dans ce cas, la dimension socio-économique est omniprésente. Les approches participatives, délibératives, communautaires, sont également des approches complémentaires permettant une meilleure compréhension des relations entre l'homme et la nature. La dimension discursive devient alors essentielle pour comprendre le système de valeur attaché à la biodiversité (Kumar et Kumar, 2008 ; Wilson et Howarth, 2002).

Certains auteurs, comme Mark Sagoff ou Clive Spash, vont même jusqu'à questionner le rôle de l'expertise économique dans les processus de décision. Selon ces auteurs, il importe de ne pas laisser croire que les problèmes d'érosion de la biodiversité sont uniquement dus à une méconnaissance des coûts et des bénéfices qu'un travail scientifique permettrait de résoudre une fois pour toutes. Ainsi que le souligne Sagoff (2011, p. 501) : « le type de connaissances utiles pour gérer les services écosystémiques est largement distribué parmi les individus et est souvent très sensible aux changements dans la technologie, les préférences et les goûts. C'est moins le savoir produit par les experts scientifiques qui importe que celui issu des individus qui dépendent de ces services ».

43. http://www.ecosystemmarketplace.com/ et http://www.forest-trends.org/

Ainsi, une des critiques faites à l'approche par les services écosystémiques est qu'elle oblitère toutes les réflexions menées depuis plus de vingt ans sur les approches pluridisciplinaires de la gestion de l'environnement au profit d'une science globale à visée communicationnelle et basée sur l'analyse économique (Norgaard, 2010 ; Petit, Hubert et Theys, 2014). Au-delà de la crainte qu'inspire l'analyse économique des services écosystémiques (risque de marchandisation), c'est également l'importance d'une gestion dite technocratique basée prioritairement sur une expertise économique qui est en cause (Daccache, 2011). Au regard de l'importance croissante de ce discours économique, on est en droit de se demander s'il peut y avoir dorénavant une place pour d'autres types de discours, soit une expertise en sciences sociales plus large intégrant les autres formes de coordination des acteurs (hors marché) basées sur des formes de valeurs non économiques par exemple, soit un retour au discours économique fondé sur l'approche initiale de l'économie écologique par exemple. Faut-il s'attendre, au contraire, à l'adoption d'un langage économique universel et officiel auquel ce processus de médiatisation pourrait conduire ou aurait déjà conduit subrepticement ?

DIFFUSION DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LES CONTEXTES NATIONAUX

4
ÉMERGENCE DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE ET MISE EN ŒUVRE POLITIQUE AU COSTA RICA

Jean-François Le Coq, Fernando Saenz Segura

Le Costa Rica constitue un cas d'étude particulièrement intéressant pour analyser l'insertion de la notion de service écosystémique dans les politiques publiques. Ce petit pays d'Amérique centrale est connu pour son engagement de longue date dans la conservation (Evans, 1999). Il est également considéré comme un pays pionnier pour avoir mis en place un programme d'ampleur national de paiements pour services environnementaux (PSE) afin de lutter contre la déforestation (Pagiola, 2008 ; Wunder, Engel et Pagiola, 2008). Enfin, plus récemment, il a consolidé ses engagements en matière de changement climatique en affirmant sa volonté d'être un des premiers pays au monde à être neutre en carbone (Lansing, Grove et Rice, 2014). Toutefois, dans le domaine agricole, l'insertion de la notion et les engagements environnementaux restent bien en deçà de ceux des secteurs forestiers et de la conservation (Le Coq *et al.*, 2010a).

Dans ce chapitre, nous analysons comment les notions de service écosystémique et de service environnemental ont été mobilisées dans les politiques affectant le secteur rural au Costa Rica. Nous montrerons qu'il existe un contraste entre l'usage des notions de service écosystémique et de service environnemental selon les secteurs d'intervention des politiques publiques (forêt, agriculture, conservation, tourisme), ainsi qu'une différence chronologique et d'amplitude de niveau d'insertion de la notion entre ces secteurs. Après avoir présenté les caractéristiques spécifiques du Costa Rica, nous présenterons les dynamiques d'insertion des notions de service écosystémique et de service environnemental dans différents secteurs de politiques publiques. Enfin, nous discuterons des facteurs explicatifs de

ces formes d'insertion en nous appuyant sur la littérature de l'économie institutionnelle[44].

LE COSTA RICA, UN PAYS CENTRAMÉRICAIN SPÉCIFIQUE

Le Costa Rica, souvent considéré comme la « Suisse de l'Amérique centrale »[45], a une longue tradition démocratique et, contrairement à ses voisins centraméricains, il n'a pas connu de conflits armés au cours du XXe siècle. Après avoir aboli l'armée en 1948, le pays a orienté ses dépenses publiques vers l'éducation et la santé pour développer un modèle social. Ainsi, grâce à une forte croissance de son économie dans les années 1970-1980, stimulée par les investissements étrangers et la coopération internationale, notamment à une période où la plupart des pays de la sous-région étaient en guerre civile, le Costa Rica est parvenu à atteindre un niveau de développement élevé.

Cette situation résulte de plusieurs facteurs. En premier lieu, des soutiens financiers importants ont été apportés par les États-Unis pour contenir les mouvements révolutionnaires œuvrant dans la région (Salvador, Nicaragua) dans les années 1970-1980. En second lieu, des plans de stabilisation et d'ajustement structurel mis en place par le Fonds monétaire international et la Banque mondiale ont permis au pays de surmonter la crise des finances publiques des années 1980. Cette évolution s'est accompagnée d'importantes tensions sociales (Edelman, 2005) et a entraîné une orientation du développement économique vers l'exportation et le développement des services.

Outre d'importants programmes publics dans les domaines de l'éducation et de la santé dès les années 1970, le Costa Rica a développé des infrastructures permettant l'accès de la population à l'électricité et aux télécommunications, tout en mettant en place des systèmes de protection sociale (caisse de sécurité sociale, indemnité chômage, assurance, etc.).

Au-delà de cette dimension sociale, le pays est également doté d'une remarquable biodiversité reconnue à l'échelle mondiale. S'il connaît des problèmes de dégradation des sols et de pollution, il fait partie des rares

---

44. Les éléments contenus dans ce chapitre sont issus de travaux réalisés dans le cadre du programme Serena entre 2009 et 2012. Ils proviennent d'études concernant directement le programme de PSE (Legrand, Froger et Le Coq, 2010 ; Le Coq *et al.*, 2012 ; Le Coq *et al.*, 2013 ; Legrand, 2013 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013), d'analyses sectorielles à l'échelle nationale portant sur les secteurs agricoles (Durey, 2011), forestier (Vieille-Cessay, 2011), de la conservation et de la biodiversité (Venturi, 2011 ; Durey et Le Coq, 2013), et du tourisme (Vandenbussche, 2010), ainsi que d'études de cas dans plusieurs régions auprès des administrations locales de plusieurs régions et de foyers ruraux impliqués dans différents programmes (Cazal et Deligne, 2011 ; de Rouffignac, Munié et Venturi, 2011 ; Leloup et Fradon, 2011 ; Schuit, Le Coq et Saenz, 2011), afin de saisir la perception des acteurs locaux.

45. Ce terme est souvent utilisé pour désigner ce pays qui est le plus stable politiquement (avec des élections démocratiques depuis le XIXe siècle) et le plus sûr d'Amérique latine.

pays tropicaux qui soient parvenus à lutter efficacement contre la déforestation. Il a ainsi inversé son taux de déforestation dans les années 1990, passant ainsi d'un niveau de couverture forestière de 21 % en 1980 à 52 % en 2012 (Fonafifo, 2012). Ainsi, le Costa Rica est connu et reconnu pour avoir mis en œuvre des politiques de conservation efficaces, fondées sur la création d'un important réseau d'aires protégées depuis les années 1970 (Evans, 1999 ; Steinberg, 2001), ainsi que pour la mise en œuvre, dès 1997 et de manière pionnière à l'échelle internationale, d'un programme de PSE (Pagiola, 2008).

Alors que les institutions et la politique de conservation de ce pays sont consolidées, l'incorporation de la dimension environnementale dans l'agenda agricole est restée en retrait (Le Coq *et al.*, 2010a). L'agriculture costaricienne reste ainsi fortement dominée par des systèmes de production intensifs en intrants pour des filières d'exportation (café, banane, ananas, etc.) et, paradoxalement, ce pays à l'image « verte » est aussi l'un des plus grands consommateurs de produits phytosanitaires à l'hectare (Galt, 2014).

Par ailleurs, bien que le taux de pauvreté soit relativement faible au Costa Rica en comparaison avec d'autres pays de la région, la tendance est à la hausse, avec une différenciation sociale accrue. Si la croissance économique s'opère surtout dans la zone de colonisation historique de la Vallée centrale qui concentre l'essentielle des activités économiques du pays, les zones périphériques, fortement rurales et souvent agricoles, souffrent de niveaux de développement moins élevés.

GENÈSE DES CONCEPTS DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET ENVIRONNEMENTAUX

Les analyses bibliographiques et les entretiens réalisés ont confirmé le caractère pionnier du Costa Rica dans l'usage du concept de services environnementaux dans les politiques publiques. Le concept de service écosystémique a des origines anciennes mais sa diffusion internationale s'opère à la fin des années 1990 (Méral, 2012). La notion de service environnemental, quant à elle, est plutôt issue de la sphère des économistes de l'environnement et souvent liée à la problématique de recherche de financement pour la conservation. Elle se diffuse internationalement avec l'idée de paiements pour services environnementaux au début des années 2000 (Pesche *et al.*, 2013). Au Costa Rica, le concept de service environnemental est introduit et défini dès 1996 dans la loi forestière 7575, qui jette les bases du programme de PSE qui sera lancé officiellement en 1997 (Le Coq *et al.*, 2012).

UNE ADOPTION PRÉCOCE

Les enquêtes réalisées auprès des personnes impliquées dans la genèse du programme de PSE ont révélé deux principaux courants d'idées qui ont

permis l'émergence de l'usage de la notion de service environnemental et de PSE au début des années 1990 au Costa Rica. Ces courants d'idées se sont principalement appuyés sur l'existence de réseaux interpersonnels entre chercheurs et acteurs costariciens et internationaux. Deux courants principaux ont pu ainsi être mis en évidence :

– un courant « académique » depuis les universités nord-américaines vers le Costa Rica, portant d'une part sur l'évaluation économique des services environnementaux. On peut identifier en particulier des relations entre les économistes R. Costanza, chercheur à l'université du Maryland, et O. Segura, enseignant chercheur du centre de recherche en politique économique de l'université nationale du Costa Rica. D'autre part, l'idée de tester des instruments de marché pour financer les politiques environnementales germe au travers des relations entre T. Panayoutou, professeur à Harvard, et R. Castro, diplômé de l'université du Costa Rica, en phase de préparation d'un doctorat à Harvard et ministre de l'Environnement à partir de 1994 ;
– un courant « projet » qui s'est créé à travers des relations entre des responsables de projets au Costa Rica et des experts internationaux autour de la mise en œuvre de projets spécifiques de coopération liés à la conservation des forêts. Tel le projet Boscosa, réalisé dans la région Sud du pays par une organisation non gouvernementale nationale, la Fundacion Neotropica, et une organisation non gouvernementale internationale, The Nature Conservancy ; mais aussi, le projet Reforesta réalisé dans la région centrale du Costa Rica, financé par l'United States Agency for International Development et mise en œuvre par une organisation non gouvernementale nationale, Fundecor ; et le projet de Reforestation en zone nord, financé par la FAO et la coopération allemande, mise en œuvre par une coopérative forestière locale, Codeforsa. Ces projets, conduits au tournant des années 1980-1990, partaient principalement d'une idée pragmatique, mais marquant un changement de paradigme en termes d'outils pour lutter contre la déforestation. Il s'agissait de payer pour que les propriétaires fonciers conservent la forêt (payer pour l'arbre sur pied) et non pas seulement pour qu'ils replantent des arbres (payer pour les arbres plantés).

UNE DÉFINITION LOCALE DU CONCEPT POUR MAINTENIR DES INSTRUMENTS FORESTIERS EXISTANTS

Les enquêtes auprès des protagonistes de la loi forestière de 1996, ainsi que l'analyse des différentes versions préparatoires de cette loi et des minutes des débats parlementaires autour de cette loi, ont montré que l'adoption de la notion de service environnemental dans la loi et la définition qui en a été donnée ont été des processus peu discutés par les parlementaires. En effet, la notion même de service environnemental est introduite tardivement dans le processus législatif, au moment de la phase finale de la négociation

et de la définition de cette loi forestière, qui était en discussion depuis le début des années 1990 (Le Coq *et al.*, 2012).

Ce concept et la définition qui lui a été donnée ont alors été conçus de manière *ad hoc* par les protagonistes de la loi. La notion de service environnemental peut être analysée comme un des éléments du compromis entre les différents groupes d'intérêts et acteurs impliqués dans la définition de cette loi : les groupes forestiers (propriétaires et exploitants des plantations forestières et de l'industrie du bois) appréhendant la forêt d'un point de vue productif et les acteurs préoccupés par la conservation de la forêt (Le Coq *et al.*, 2012). Ainsi, la loi de 1996 reconnaît officiellement que les forêts et les plantations forestières fournissent des services environnementaux pour la société et définissent quatre types de services : l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre, la protection de l'eau, la protection de la biodiversité et la beauté scénique. Cette catégorisation sera reprise par la suite dans de nombreux articles académiques portant sur les PSE, dont la publication de référence de S. Wunder (2005).

Cette définition de la loi forestière visait à la fois à faire reconnaître l'importance de la forêt pour le pays, tant dans une perspective marchande que citoyenne (Le Coq *et al.*, 2012). Face aux risques de suppression des aides au secteur forestier dans le cadre des négociations avec le Fonds monétaire international et les accords de libre-échange (Organisation mondiale du commerce) (de Camino *et al.*, 2000), cette loi permettait de justifier l'existence d'instruments d'incitation forestiers qui avaient été mis en place progressivement à partir des années 1980 (Daniels *et al.*, 2010) : le « certificat de paiement forestier » (Certificado de Abono Forestal) mis en place à partir de 1986 pour promouvoir la reforestation, le certificat de paiement forestier pour la gestion des forêts (Certificado de Abono Forestal por Manejo), mis en place en 1993 pour encourager une exploitation durable des forêts, et le certificat de protection forestier (Certificado de Proteccion de Bosque) mis en place en 1995 afin d'encourager la conservation des forêts. Elle permettait en outre d'ouvrir de nouvelles perspectives de financement de ces instruments sur la scène internationale, notamment suite au Sommet de la terre de Rio de 1992 et à l'élaboration de la Convention cadre sur le changement climatique global et de la Convention sur la biodiversité (Castro *et al.*, 2000).

SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : DES USAGES DIFFÉRENCIÉS

Au-delà des définitions reconnues et de leurs dynamiques distinctes à l'échelle internationale (Antona *et al.*, 2012 ; Pesche *et al.*, 2013)[46], il a été possible de mettre en évidence une différence dans les origines et les usages

46. Voir également l'introduction générale.

des concepts de service écosystémique et de service environnemental au Costa Rica (Mora-Vega, Saenz-Segura et Le Coq, 2012). En effet, si les entretiens et les analyses bibliographiques ont montré que ces deux concepts étaient encore parfois mobilisés de manière interchangeable dans de nombreux documents (articles, rapports, etc.) et dans l'usage qu'en font certains acteurs, notamment locaux, contribuant ainsi à créer une certaine confusion, quelques grands traits distinctifs se dégagent quant à l'usage et à la mobilisation de ces notions au Costa Rica.

En effet, le concept de service environnemental est principalement mobilisé au Costa Rica dans le secteur forestier en lien avec le programme de PSE qui demeure la référence nationale, ainsi que par les chercheurs en sciences sociales (principalement les économistes) dans des logiques d'évaluation monétaire des services et de réflexion sur les dispositifs de financement de la conservation. Le concept de service écosystémique est quant à lui davantage mobilisé par les biologistes intéressés par le fonctionnement des écosystèmes et, dans les milieux académiques en lien avec les sphères internationales, comme à l'échelle des chercheurs du Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, un centre de recherche international basé au Costa Rica[47].

UNE COMPRÉHENSION LOCALE ENCORE LIMITÉE DU CONCEPT MAIS SENSIBILISATRICE

Si la notion de service environnemental est davantage connue du grand public, du fait de la loi forestière de 1996 et du programme de PSE, que celle de service écosystémique, plutôt connue des sphères académique, les enquêtes réalisées à l'échelle locale relèvent encore de nombreuses confusions et différentes interprétations de ces notions (Cazal et Deligne, 2011 ; de Rouffignac, Munié et Venturi, 2011 ; Leloup et Fradon, 2011 ; Schuit, Le Coq et Saenz, 2011). En effet, ces notions recouvrent, dans la perception locale, de nombreuses dimensions. Elles contribuent à représenter les apports des écosystèmes naturels à la société, comme par exemple ceux d'un parc naturel pour la population qui vit à sa périphérie, mais aussi les problèmes environnementaux généraux touchant la qualité de vie comme la qualité de l'air, la pollution liée à la gestion des déchets ménagers, etc. (Schuit, Le Coq et Saenz, 2011).

L'usage commun de ces notions fait partie de la prise de conscience plus globale, par la société costaricienne, de l'importance de l'environnement (et de sa conservation) comme une ressource importante et une source d'image positive pour le pays, sur la scène internationale et, plus pragmatiquement, pour le développement du secteur touristique (Vandenbussche, 2010).

---

47. Voir notamment un ouvrage de synthèse publiée par des chercheurs du Catie et du Cirad (Rapidel *et al.*, 2011).

UNE DIFFUSION ET UN ÉLARGISSEMENT PROGRESSIF DE LA NOTION ET DE SON USAGE

Si, au moment de la formulation de la loi forestière de 1996 et de la création du programme de PSE en 1997, la notion de service écosystémique/ environnemental n'était connue que d'un nombre très restreint d'acteurs, elle s'est progressivement diffusée, auprès des acteurs nationaux, notamment grâce aux discussions autour de la mise en œuvre du programme de PSE (Legrand, 2013). Cette appropriation progressive s'est d'abord faite à l'échelle des acteurs gestionnaires du programme, auparavant en charge de la mise en œuvre des politiques forestières. La notion utilisée est alors celle de service environnemental qui fait consensus pour argumenter le maintien des mécanismes de soutien de ce secteur. Puis cette appropriation s'est faite également auprès des acteurs de la conservation et de l'agriculture. Cela a conduit ces acteurs à questionner les limites du programme costaricien en termes de périmètre en souhaitant l'insertion des espaces non forestiers fournissant des services écosystémiques. La question des critères de suivi et d'évaluation est également posée : l'usage de la seule variable de la surface de couvert forestier est remis en question au profit d'une évaluation en termes de diversité de type de couvert forestier et de services écosystémiques (Le Coq *et al.*, 2015).

Néanmoins, la notion de service écosystémique n'est pas forcément connue ni maîtrisée par l'ensemble des acteurs des secteurs économiques du pays. On peut en particulier identifier deux secteurs qui sont faiblement ou marginalement concernés par la notion de service écosystémique : le secteur agricole et le secteur touristique. Dans le cas du secteur agricole, la notion n'a été mobilisée que depuis le début des années 2000, principalement par la sphère académique plutôt que par les acteurs politiques et les organisations de producteurs. La notion est encore très peu utilisée par l'administration agricole. La mobilisation par les chercheurs a principalement été impulsée au niveau du Centre de recherche et d'enseignement d'agronomie tropicale (Catie) autour des écosystèmes de café sous ombrages, mais également des systèmes agro-sylvo-pastoraux. Cette mobilisation a contribué à l'introduction, en 2003, d'un paiement pour services environnementaux pour les systèmes agroforestiers dans le cadre du programme de PSE costaricien (Le Coq *et al.*, 2013). Au niveau de l'administration du secteur agricole plus spécifiquement, une notion proche de service écosystémique, celle de « bénéfices environnementaux », a été utilisée plus récemment (2006) pour justifier des mesures de soutien financier afin d'accompagner l'adoption de pratiques agro-environnementales par les producteurs (Durey, 2011). L'usage tardif de cette notion par rapport au secteur forestier illustre la difficulté des dirigeants traditionnels du secteur agricole, des cadres de l'administration agricole et des représentants des organisations de producteurs à intégrer les enjeux environnementaux dans leur agenda (Le Coq *et al.*, 2010a).

Tableau 4.1. Usage de la notion de service écosystémique et dispositifs de politiques publiques dans différents secteurs au Costa Rica

	Secteur forestier
Forme et date d'insertion de la notion	Reconnaissance de la provision par les forêts et plantation forestières de quatre services environnementaux dans la loi forestière (Art. 3 de la loi n°7575 de 1996)
Notions privilégiées	Services environnementaux
Usage de la notion	Justification du maintien d'un soutien financier aux propriétaires fonciers pour la reforestation, la conservation de la forêt et l'exploitation raisonnée des forêts Justification de financements publics et privés, internationaux et nationaux pour des PSE
Type de dispositifs	Paiement conditionnel à l'adoption ou au maintien d'un usage du sol forestier ou agroforestier
Objectifs	Maintenir et accroître le couvert forestier
Principaux dispositifs	Programme national de PSE
Financement	Taxe sur les combustibles, Emprunts et dons auprès d'organismes internationaux Contributions privées
Gestion	Ministère de l'Environnement : Fonds national de financement forestier (Fonafifo) et Régent forestier
Bénéficiaires	Propriétaires de forêts et de plantations

Source : les auteurs sur la base d'entretiens auprès de fonctionnaires en charges des différents programmes sectoriels et de la révision des lois costariciennes.

Dans le secteur touristique, il existe une réelle préoccupation environnementale car l'image environnementale du pays est considérée comme son principal atout. Néanmoins, les notions de service environnemental et de service écosystémique en tant que telles sont relativement méconnues des acteurs de ce secteur (Vandenbussche, 2010). Les préoccupations environnementales ont été intégrées par le secteur touristique à travers différents

Secteur de la conservation	Secteur agricole
Intégration de la promotion de la rétribution des services environnementaux pour la conservation de la biodiversité comme l'un des objectifs de la loi de la biodiversité (Art. 10 de la loi n°7788 de 1998)	Reconnaissance de la provision par l'agriculture biologique de services environnementaux ou de bénéfices environnementaux dans la loi de développement, promotion et encouragement de la production agricole biologique (Art. 23 de la loi n°8542 de 2006)
Services écosystémiques	Bénéfices environnementaux
Promotion de dispositifs de PSE pour la conservation de la biodiversité Usage de la notion de service écosystémique et de connectivité pour définir comme prioritaire les PSE forestiers et définir les limites des aires protégées	Justification d'un soutien financier pour des projets d'intensification agro-écologiques et de production biologique dans le cadre du Programme d'encouragement de la production agricole durable et le paiement de reconnaissance des bénéfices environnementaux
Régulation publique de l'usage du sol Planification et action collective	Soutiens financiers conditionnels pour des investissements spécifiques en vue de l'adoption de pratiques d'intensification écologique ou biologique
Conserver la biodiversité Maintenir les habitats naturels et la connectivité entre aires protégées	Favoriser l'adoption de pratiques agricoles soucieuse de l'environnement
Aires protégées et corridors biologiques	Programme de reconnaissance des bénéfices environnementaux
Budget national (entrée des parcs nationaux, etc.) Coopération internationale	Budget national Taxe sur les combustibles Coopération internationale
Ministère de l'Environnement : système national des aires de conservation	Ministère de l'Agriculture et de l'élevage : direction de l'agriculture durable et direction d'extension agricole
Communautés locales	Producteurs agricoles et éleveurs, par le biais de leurs organisations

dispositifs spécifiques à ce secteur tels que la certification tourisme durable de l'Institut costaricien du tourisme[48] ou le programme « drapeaux bleu

48. Cette certification ne mobilise pas les notions de service environnemental ou de service écosystémique mais encourage les acteurs du secteur touristique à adopter des pratiques plus soucieuses de l'environnement, telles que des pratiques de gestion des déchets solides et des eaux usées, des pratiques visant l'économie d'énergie et d'eau, etc.

écologique » (*bandeja azul ecologica*[49]). En complément, les entreprises touristiques peuvent compenser leurs émissions de carbone et contribuer au financement du programme de PSE par l'achat volontaire de certificats de services environnementaux émis par le Fonds national de financement forestier du Costa Rica (Fonafifo) (Vandenbussche, 2010).

GENÈSE ET GOUVERNANCE DES DISPOSITIFS

Trois grands types de dispositifs de politique publique visant le secteur rural mobilisent à des degrés distincts la notion de service écosystémique au Costa Rica :

– les dispositifs de PSE, et en particulier le programme national de PSE géré par un fonds national forestier, le Fonafifo[50] ;

– le dispositif d'aires protégées (parcs nationaux, réserves et corridors biologiques) ;

– le dispositif de mesures agro-environnementales, et en particulier le programme de rémunération des bénéfices environnementaux (*reconocimiento por beneficio ambiental*) mis en œuvre par le ministère de l'Agriculture et de l'élevage (tableau 4.1).

LE SECTEUR FORESTIER ET LE PROGRAMME NATIONAL DE PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Le programme national de PSE est le dispositif le plus connu et reconnu, tant à l'échelle nationale qu'à l'échelle internationale, pour avoir été le premier à utiliser la notion de service écosystémique de manière explicite à une échelle nationale. Si ce programme est souvent présenté comme une grande innovation, il apparaît dans les faits comme s'inscrivant en partie dans la continuité d'outils préexistants pour lutter contre la déforestation (Pagiola, 2008 ; Daniels *et al.*, 2010) tout en apportant quelques éléments nouveaux. En effet, à l'instar des instruments existants (le Certificado de Abono Forestal, le Certificado de Abono Forestal por Manejo et le Certificado de

49. Le programme drapeau bleu écologique est un programme de labellisation volontaire soutenu par différentes institutions du pays, dont l'Institut du tourisme, et visant à récompenser les efforts et le travail communautaire cherchant à concilier conservation et développement. Il récompense, en les labélisant, les communautés, les municipalités, les espaces, les plages, les centres éducatifs, etc., qui mettent en place des actions pour améliorer l'environnement, la santé et faire face aux enjeux du changement climatique, http://banderaazulecologica.org/ consulté le 24 septembre 2015.

50. Au Costa Rica, il existe différents PSE. Nous nous sommes concentrés ici sur les résultats concernant le programme national de PSE géré par le Fonafifo, qui constitue le principal programme de par son ampleur et sa longévité. Dans le cadre de Serena, d'autres PSE ont également été repérés et certains ont été étudiés de manière plus ponctuelle, comme celui de PSE hydrauliques de l'Entreprise des services publics de Heredia (Leloup et Fradon, 2011).

Proteccion de Bosque), le programme de PSE est un paiement direct aux propriétaires de forêt ou de plantation réalisé par hectare de forêt replantée, gérée ou conservée, mais à la différence des instruments préexistants qui étaient financés par une allocation budgétaire nationale, le programme est financé par une partie de la taxe sur les combustibles.

L'adoption de ce programme a résulté de la conjonction de plusieurs facteurs favorables, créant ainsi une fenêtre de politique publique en 1995-1996 (Le Coq *et al.*, 2012)[51]. Ainsi, la définition et l'adoption de la loi forestière 7575, qui établit les bases légales du programme de PSE, se sont déroulées dans un contexte particulier fait d'une série de contraintes et d'opportunités externes et d'un jeu d'acteurs interne. La loi forestière a été adoptée dans un contexte où les instruments de soutien au secteur forestier étaient critiqués et risquaient d'être supprimés du fait de la signature d'un accord avec l'Organisation mondiale du commerce en 1995 interdisant toutes subventions à des secteurs productifs. Face à cette contrainte, les acteurs du secteur forestier productif, structurés autour de la défense de ces instruments, ont vu dans la création potentielle d'un marché du carbone une opportunité pour de nouvelles sources de financement (non tirées du budget national) et, dans la reconnaissance de la production de services environnementaux des forêts, un nouveau registre de justification pour maintenir des soutiens au secteur forestier. Ces acteurs, alors soutenus par un gouvernement récemment élu, ont pu trouver un compromis avec les autres acteurs impliqués dans la gestion des espaces forestiers (acteurs agricoles et acteurs de la conservation), alors moins fortement mobilisés et structurés, pour faire adopter rapidement cette nouvelle loi forestière et les bases du programme de PSE.

L'émergence du programme correspond, sur le temps long, à un changement d'équilibre entre les coalitions dominantes dans la gestion des espaces ruraux au Costa Rica, avec la montée en puissance d'une manière d'appréhender la forêt non seulement comme productrice de biens forestiers (le bois), mais également d'autres services pour la société (Le Coq *et al.*, 2010b). En effet, pendant plusieurs décennies, la forêt n'était considérée que comme une réserve de terres pour l'agriculture (café, élevage) : la structuration progressive du secteur forestier dans les années 1980, avec l'appui de diverses agences de coopération internationale, conjuguées à des difficultés chroniques dans le secteur agricole et de l'élevage participeront à l'influence croissante des acteurs économiques et institutionnels liés à ce secteur forestier en plein essor. Ce programme constitue un compromis entre différents groupes d'acteurs impliqués dans la gestion des forêts, compromis qui a été forgé en partie sous l'impulsion de deux acteurs politiques clés : le ministre de l'Environnement de l'époque, appuyé par une coalition

51. Voir également le chapitre 10.

forestière d'acteurs publics et privés d'une part, et un député promoteur d'un point de vue environnemental et social sur la forêt, d'autre part (Le Coq *et al.*, 2012).

Nature et gouvernance du programme de paiements pour services environnementaux

Bien que considéré comme une référence dans la littérature internationale sur les PSE, le programme national de PSE tranche par rapport à la définition proposée par Wunder (2005) et élaborée de fait après la création du programme. Alors que les PSE sont souvent associés à une coordination marchande, le programme costaricien est bien un instrument de politique publique régulé par une loi et des décrets. En outre, sa gouvernance est hybride[52], puisque les décisions stratégiques du programme sont prises à l'échelle du conseil d'administration du Fonafifo constitué de trois représentants d'institutions publiques et de deux représentants du secteur privé (Le Coq *et al.*, 2013 ; Legrand, 2013). Sa mise en œuvre opérationnelle est assurée par les employés du Fonafifo, mais le suivi et le contrôle à l'échelle des bénéficiaires du programme sont pris en charge par des agents privés accrédités, les ingénieurs forestiers (« régent forestier »). Enfin, il convient également de souligner l'importance d'organisations locales, telles que les coopératives agricoles ou forestières, les centres agricoles cantonaux, ou les associations environnementalistes ou forestières locales, notamment pour faciliter l'accès des petits propriétaires fonciers au programme (Bosselmann et Lund, 2013 ; Le Coq et Saenz-Segura, 2013)

Mise en œuvre et évolution du programme de paiements pour services environnementaux

Si l'émergence du programme est davantage liée à une reformulation d'outils de politiques déjà existants qu'à un changement réel de pratiques, l'évolution du programme est marquée par des processus d'inflexions et de continuité qui s'expliquent par un jeu complexe d'équilibre entre des intérêts différents, parfois divergents, de groupes d'acteurs ainsi que de processus d'apprentissages (Le Coq *et al.*, 2011). Ainsi, les PSE pour la gestion forestière ont été supprimés en 2002 suite à la pression de groupes environnementalistes. De nouvelles modalités de PSE, pour faciliter la plantation d'arbres dans des systèmes agroforestiers, ont été introduites en 2003 sous l'impulsion de groupes environnementalistes et de représentants agricoles. Progressivement, le programme de PSE a évolué vers une prise en compte accrue de la notion de service écosystémique. Ainsi, pour en

---

52. Pour plus de détails sur la structure, les définitions et les controverses sur la gouvernance des PSE, se référer au chapitre 11.

améliorer l'efficacité en termes de fourniture de services écosystémiques, le programme costaricien prévoit désormais des montants différents selon l'importance des espaces forestiers en matière de biodiversité ou de protection des ressources hydriques alors que le montant des PSE était identique quelle que soit la localisation des espaces forestiers conservés à la création du programme.

L'évolution du programme de PSE est également liée à divers processus de rétro-alimentation résultant d'interactions locales entre l'administration et les usagers du programme, et d'influences directes de la part des institutions publiques en charge du contrôle du programme (*Contraloria General de la Republica*, Cour des comptes costaricienne) et d'agences de coopération internationale (Pesche et Le Coq, 2014). Ainsi, sous l'influence de la Banque mondiale qui a financé une partie du programme costaricien à partir de 2002, le ciblage vers les populations les plus démunies a été renforcé en introduisant le critère de l'indice de développement humain comme critère prioritaire des dossiers pour les demandes de financement de PSE de conservation. Par ailleurs, en 2007, une modalité d'accès spécifique de nature collective a été mise en place pour les territoires gérés par des communautés indigènes. De plus, suite aux recommandations de la Cour des comptes du Costa Rica, le statut des salariés du Fonafifo a évolué à partir de 2007 : ils ont été intégrés à la fonction publique. Plus récemment, le système de suivi et d'évaluation du programme a été revu pour permettre un meilleur suivi des apports du programme en termes de service écosystémique.

En définitive, face aux questionnements et aux critiques émanant de groupes d'intérêts nationaux, des sphères académiques internationales ou nationales ou des instances publiques de contrôle costariciennes, le programme de PSE a su évoluer et s'adapter pour assurer sa pérennité. C'est aujourd'hui un instrument consolidé, disposant d'une légitimité technique et politique indéniable.

LE SECTEUR DE LA CONSERVATION : AIRES PROTÉGÉES ET CORRIDORS BIOLOGIQUES

Le développement du dispositif d'aires protégées au Costa Rica est relativement ancien pour un pays tropical (Evans, 1999 ; Steinberg, 2001) puisque les premiers parcs nationaux ont été créés dès 1945, puis consolidés avec la loi de 1969. Ce développement s'explique par des liens étroits entre des acteurs costariciens et les cercles de la conservation aux États-Unis, ainsi que par le développement de mouvements environnementalistes nationaux qui émergent à partir des années 1960 (Steinberg, 2001). Aujourd'hui, les aires protégées de différents types (parcs nationaux, réserves forestières, refuge de vie sauvage, etc.) représentent environ 26 % du territoire national.

Si la notion de service environnemental est présente dans la loi de biodiversité[53] (1998), la notion de service écosystémique a été davantage mobilisée dans l'évolution récente des dispositifs territoriaux de conservation au Costa Rica, notamment avec la création du programme national de corridors biologiques institutionnalisé en 2007 et visant à la connectivité des espaces pour le maintien d'espèces sauvages. Alors que les instruments de conservation (parcs nationaux, etc.) ont été conçus dans une logique excluant les activités humaines, les corridors biologiques sont conçus comme des instruments favorisant la mise en place de programmes d'actions locales pour conserver tout en permettant le maintien et le développement des communautés locales. Avec 39 corridors biologiques dans l'ensemble du pays, couvrant environ 35 % du territoire national, ce dispositif de corridors biologique vient compléter le système d'aires protégées du Costa Rica et porte à un total de plus de 50 % du territoire les zones ayant un régime particulier de régulation environnementale.

L'analyse de ces dispositifs de conservation montre qu'il existe des synergies entre les instruments sectoriels tels que le programme de PSE (instrument forestier, centralisé, « déconcentré ») et les instruments territoriaux (décentralisés) de type aires protégées et corridors biologiques. En effet, les demandes de PSE émanant de zones situées dans les aires protégées et les corridors biologiques sont prioritaires. De plus, historiquement, alors que l'établissement d'aires protégées constituait le mode d'intervention principal pour limiter la déforestation jusque dans les années 1990, le programme de PSE – notamment dans sa modalité « PSE – protection »[54] qui représente l'essentiel des contrats du programme – est venu compléter ce dispositif en proposant un paiement compensatoire pour la conservation sur les terres restées privées au sein des aires protégées[55] et les terres privées au-delà de ces aires protégées.

53. La loi de biodiversité, adoptée en 1998, vise à conserver la biodiversité et l'usage durable des ressources, et à réguler la distribution des bénéfices et des coûts liés à la conservation de la biodiversité. Élaborée à partir d'un processus large de consultation, cette loi a institutionnalisé les principaux instruments de gestion de la biodiversité au Costa Rica, tels que la Commission nationale pour la gestion de la biodiversité ou le système national des aires de conservation. Elle a également confirmé le rôle du programme de PSE dans la gamme d'outils utiles pour favoriser la conservation de la biodiversité.

54. Cette idée de compensation était apparue dans les outils de lutte contre la déforestation dès 1995, avec le certificat de protection de la forêt (Fonafifo, 2005).

55. Afin de mieux contrôler l'usage des terres au sein des aires protégées, l'État a souvent évacué les populations locales et acquis les terrains. Toutefois, certains terrains au sein des aires protégés sont restés sous le régime de la propriété privée et les propriétaires de ces terrains privés sont prioritaires pour l'obtention des PSE.

LE SECTEUR AGRICOLE ET LE PROGRAMME DE RECONNAISSANCE POUR BÉNÉFICES ENVIRONNEMENTAUX

Le secteur agricole a progressivement mais timidement mobilisé la notion de service écosystémique. L'application politique de la notion a été beaucoup plus tardive que dans le secteur forestier. Par ailleurs, afin de se démarquer de la notion de service environnemental, emblématique du secteur forestier, le secteur agricole a forgé la notion de bénéfice environnemental, à travers la mise en place d'un programme de Reconnaissance des bénéfices environnementaux géré par le ministère de l'Agriculture et de l'élevage. Ce programme a démarré en 2007 suite à la mise en place d'un programme de soutien au développement de la production durable (Programa de Fomento de la Agricultura Sostenible) qui a bénéficié d'un financement international de la Banque interaméricaine de développement. Ce programme s'adosse à la loi de soutien à l'agriculture biologique de 2006 qui stipule que cette forme d'agriculture permet de fournir des services écosystémiques dans le but de justifier des soutiens financiers et d'instaurer un financement de 0,1 % de l'impôt sur les combustibles.

Dans un contexte, de réduction forte des soutiens au secteur agricole depuis le milieu des années 1990, et de forte intensification des principales productions agricoles, notamment celles orientées vers l'exportation (banane et café, puis plus récemment ananas), le Programa de Fomento de la Agricultura Sostenible, puis le programme de Reconnaissance des bénéfices environnementaux visent à soutenir l'adoption de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement, notamment pour les petits et moyens producteurs. Ce programme, mis en œuvre par les agences de vulgarisation agricole du ministère de l'Agriculture et de l'élevage, permet ainsi de financer des investissements individuels ou collectifs réalisés par les petits producteurs. Avec un budget total qui reste limité, 300 000 $ US pour le programme de Reconnaissance des bénéfices environnementaux de la production biologique en 2010 (Ministère de l'Agriculture et de l'élevage, 2012), ce programme s'est focalisé sur deux secteurs principaux : le secteur café, en favorisant les investissements des coopératives et des associations pour le traitement des déchets organiques (pulpe du café) et des eaux usagées, et le secteur de l'élevage en favorisant l'adoption de pratiques agro-sylvo-pastorales. Concernant ce secteur, différents types d'investissements sont ainsi promus : des investissements visant à améliorer la productivité grâce à l'amélioration des pâturages ou à la mise en place de prairie de fauche, ainsi que des investissements dans des pratiques respectueuses de l'environnement (plantation de haies vives).

Bien qu'il permette de justifier partiellement et de réorienter les aides au secteur agricole, ce programme rencontre néanmoins de nombreuses difficultés dans sa mise en œuvre. En effet, l'octroi de financement à ce

programme par le biais du budget national reste incertain car il est soumis à des changements politiques et à des arbitrages administratifs[56]. Par ailleurs, la diffusion du programme est restée limitée du fait de la faiblesse de la communication vers les producteurs. Enfin, la complexité et la lourdeur administrative[57] de son exécution ainsi que le fait que les paiements[58] soient alloués après que les producteurs aient réalisé les investissements sont autant de barrières pour l'accès au programme pour les populations ciblées.

CONCLUSION

Largement popularisées à l'échelle internationale à partir des années 2005 avec le MEA (Millennium Ecosystem Assessment), les notions de service écosystémique et de service environnemental ont été diffusées et mobilisés au Costa Rica dès le milieu des années 1990 en raison de l'insertion de ce pays dans des réseaux internationaux principalement tournés vers les États-Unis. L'usage opérationnel précoce du concept dans la loi forestière et le programme de PSE forestiers en fait un pays de référence. Le premier usage de ce concept au Costa Rica a été celui d'une ressource rhétorique pour la négociation, la justification et la légitimation du maintien de politiques de soutien au secteur forestier. Progressivement, elle a été également mobilisée par d'autres secteurs, comme celui de la conservation et de l'agriculture pour justifier la mise en place de nouveaux programmes.

L'appropriation de la notion se fait de manière polysémique et stratégique en fonction des intérêts des acteurs des différents secteurs, certains secteurs préférant la notion de service environnemental, d'autres celle de service écosystémique, ou d'autres enfin celle de bénéfice environnemental. Toutefois, l'introduction de ces notions a permis de sensibiliser les acteurs sur les effets des écosystèmes sur la société en facilitant le maintien ou la création d'instruments encourageant l'adoption ou le maintien d'activités ayant des effets positifs sur l'environnement en complément d'instruments de régulation coercitifs. Mais elle a finalement peu modifié les formes de financements des instruments qui restent très majoritairement basés sur des mécanismes de taxations pour lesquels l'État demeure un acteur clé.

---

56. En 2013 et 2014, aucun fonds n'a été alloué à ce programme, qui a donc été en veille pendant deux ans (communication personnelle du responsable du programme, 2015).
57. L'instruction des dossiers, souvent complexe, de demande de financement est réalisée par les techniciens du ministère de l'Agriculture et de l'élevage à l'échelle local et les arbitrages sont réalisés par un comité à l'échelle national qui valide les dossiers et décide de l'attribution de financements en fonction de nombreux critères.
58. Les montants des paiements sont de 20 à 30 % du montant total de l'investissement réalisé par le producteur, selon le type de pratiques mis en place et leur nature : nature collective ou individuelle de la pratique, nature individuelle ou collective des bénéfices environnementaux fournis, et durée du retour sur investissement (court terme ou long terme).

Aujourd'hui, ayant été intégrée aux principaux secteurs concernés par le développement des zones rurales, la notion de service écosystémique est devenue une référence souvent mobilisée dans les politiques sectorielles. À terme, le maintien de la fourniture de services écosystémiques par les différents types d'usage du sol en zone rurale serait en passe de devenir un objectif des politiques sectorielles affectant le monde rural costaricien. La reconnaissance de cet objectif aura pour conséquence l'ajustement des instruments pour qu'ils servent de manière plus directe et plus justifiée d'un point de vue technique et scientifique à cet objectif. Il pourrait enfin constituer une piste pour faciliter la mise en place de politiques transversales nécessaires pour affronter et concilier les enjeux de la conservation et du développement rural.

5

ÉMERGENCE DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE ET MISE EN ŒUVRE POLITIQUE À MADAGASCAR

Fano Andriamahefazafy, Georges Serpantié

La grande île de Madagascar fait partie des vingt-cinq points chauds de la biodiversité mondiale identifiés par Myers *et al.* (2000), en raison d'un degré d'endémisme exceptionnel et des menaces dont les habitats forestiers font l'objet. Depuis les premiers observateurs occidentaux, la déforestation est en effet au centre de la problématique environnementale dans ce pays. Commencée aux temps précolonial et colonial, poursuivie par la Première République (1960-1972), la politique de conservation de l'écosystème forestier a été délaissée pendant la période socialiste à partir de 1975. Durant la période de libéralisation à partir de 1982-1983, elle fut relancée sous l'impulsion de l'organisation non gouvernementale *World Wide Fund for Nature* (WWF) à travers la Stratégie nationale pour la conservation et le développement (1984). Cette nouvelle orientation reflète l'émergence d'une perspective environnementaliste dans la nation malgache (Kull, 2000). Celle-ci changeait de doctrine en insistant non plus sur la valeur intrinsèque ou la beauté de la nature, mais sur les liens entre environnement, développement et bien-être humain, plaçant l'homme au centre des enjeux.

Cette première politique, sous-financée et à court terme, fut remplacée en 1990 par le Plan national d'action environnementale[59], soutenu par un groupement de bailleurs internationaux, instaurant cet outil dans la durée, tant au niveau macro-institutionnel (politique ministérielle) qu'au niveau des actions de terrain. Depuis 1984, la politique environnementale est donc largement le produit d'interactions d'acteurs malgaches avec des acteurs étrangers (organisations non gouvernementales, bailleurs, scientifiques) (Andriamahefazafy, Méral et Rakotoarijaona, 2007).

Mais du fait de la grande instabilité du pouvoir malgache, des périodes transitoires non constitutionnelles s'accompagnent du retrait des partenaires internationaux, d'une désorganisation de l'État, d'un développement de l'insécurité et d'un affaiblissement de l'esprit civique. Ces crises récurrentes remettent en cause la continuité des actions, tant en matière de développement que de conservation.

Il nous a donc paru intéressant de retracer dans une perspective historique l'adoption puis la mise en œuvre opérationnelle du concept de service écosystémique ou environnemental[60] qui commence à se diffuser dans le monde au cours des années 1990, tout en étudiant la manière dont les différents acteurs les ont d'abord perçus, puis intégrés dans leur cadre d'analyse.

COMMENT L'ADOPTION DU CONCEPT DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE S'EST-ELLE OPÉRÉE ?

Le processus d'adoption du concept se caractérise par un enchaînement de phases séparées par des étapes clés lors desquelles différents acteurs évoluant dans différentes sphères de décision interviennent. Nous allons nous attacher à décrire plus précisément ce processus.

59. Le Plan national d'action environnementale à Madagascar se divise en trois phases de 5 ans ou encore trois programmes environnementaux : – le premier programme environnemental, prévu de 1991 à fin 1996, dont les principaux objectifs ont été la mise en place des fondations institutionnelles et les actions de conservation les plus urgentes ; – le deuxième programme environnemental, prévu de 1997 à 2002, a consisté à intensifier des actions menées lors du programme précédent et à rendre opératoire la décentralisation de la gestion des ressources naturelles ; – le troisième programme environnemental, prévu de 2003 à 2008, avait pour objectif d'endogénéiser la gestion durable et de mettre en place des financements durables (Andriamahefazafy et Méral, 2004).

60. Comme cela a été mentionné en introduction de cet ouvrage, nous privilégions le terme de service écosystémique qui est plus, dans le domaine de la biodiversité, englobant que celui d'environnemental. Pour autant, dans le contexte malgache, le terme historiquement évoqué est celui de service environnemental. Nous mentionnerons tantôt l'un, tantôt l'autre, davantage dans un souci historique que sémantique. Par contre, le terme de paiements pour services écosystémiques étant absent du vocabulaire à Madagascar, nous mentionnerons celui de paiements pour services environnementaux.

UNE ÉMERGENCE EN TROIS PÉRIODES DISTINCTES

La Charte de l'environnement de 1990, cadre général de la politique du Plan national d'action environnementale, ne fait pas encore apparaître la notion de service, ni même celle de bien-être, mais déjà celle d'intérêt général (art. 4). Il faut attendre la fin des années 1990 pour que ces notions émergent à Madagascar. Nos travaux ont fait ressortir trois phases distinctes (Andriamahefazafy *et al.*, 2012).

Une phase de réflexion exploratoire restreinte (1997-1999)

Une première phase de réflexion, menée au sein du ministère des Forêts et de l'environnement, portait sur les perspectives de valorisation des produits forestiers (considérés comme des biens) et sur l'intégration dans le prix d'autres composantes véhiculant la notion des services rendus par la forêt[61]. Cette notion ayant servi d'argument aux ingénieurs français pour susciter des politiques forestières depuis le XIXe siècle (Serpantié, Méral et Bidaud, 2012), elle était déjà partiellement intégrée par les professionnels francophones de la gestion forestière. Elle était ainsi déjà perceptible à Madagascar dans des écrits forestiers antérieurs (Saboureau, 1959 ; Aubréville, 1959) qui exaltaient les avantages des forêts et des reboisements pour la régulation des inondations et des ressources en eau.

Toutefois, en raison d'un scepticisme largement partagé sur la faisabilité de telles mesures, la réflexion fut rapidement abandonnée. Lors des réunions de préparation du deuxième programme environnemental (1995-1996), la notion de service environnemental fut à nouveau évoquée pour justifier économiquement le financement des efforts de conservation. Une fois encore, les discussions n'aboutirent pas à des mesures concrètes.

La tendance était plutôt à la consolidation des actions menées depuis le premier programme environnemental, ainsi qu'à la mise en œuvre d'une nouvelle politique : la décentralisation de la gestion des ressources naturelles avec les premiers contrats de gestion locale sécurisée[62] et de gestion contractualisée des forêts[63] passés avec les communautés locales. Ainsi, à la fin des années 1990, la notion de service environnemental était donc juste évoquée, discutée, et présentait déjà une orientation plus économique qu'écologique, ce qui explique d'ailleurs le choix du terme environnemental et non écosystémique. Elle faisait l'objet d'études exploratoires sans traduction opérationnelle.

---

61. Pédogenèse, prévention contre l'érosion, régulation des flux hydrologiques et du climat, fourniture d'habitats, etc.
62. Loi instituée en 1996.
63. Un décret d'application de la loi de gestion locale sécurisée.

Une phase de réflexion avancée et de sensibilisation (2000-2003)

Cette deuxième phase a été amorcée par une série d'études[64] et de publications en économie de l'environnement ; ce qui coïncidait avec la préparation du troisième programme environnemental. Elle s'est achevée en 2003 par la décision présidentielle, dite « Vision Durban », de tripler la superficie du territoire national placé sous le statut d'aires protégées. Des expressions et des raisonnements issus de l'économie de l'environnement[65] sont alors vulgarisés.

La pérennisation financière du Plan national d'actions environnementale, appréhendée dès 1990 comme un objectif important du troisième programme environnemental, a servi de second vecteur de la notion de service écosystémique à Madagascar. La commission sectorielle pour la pérennisation financière a notamment retenu l'instrument des « paiements pour garantir les services écologiques/environnementaux des forêts » (CSPF, 2001). L'expertise conjointe de la Banque mondiale et de l'Agence française de développement (Carret et Loyer, 2003) évaluait en dollars les services rendus par les aires protégées à l'agriculture (notamment sur le plan hydrologique), ainsi qu'aux amateurs de biodiversité. Elle justifiait ainsi économiquement le financement alloué aux organismes de gestion lors du troisième programme environnemental et proposait de développer la valorisation écotouristique, ce qui se traduira dans les faits par une augmentation substantielle des droits d'entrée dans les aires protégées.

Simultanément, les acteurs locaux adoptent le même langage : les services offerts par la conservation, notamment l'eau dès 2000, sont régulièrement invoqués par les organisations non gouvernementales et les programmes de développement et de conservation intégrés à travers des campagnes de sensibilisation pour obtenir l'adhésion des élus riverains des corridors forestiers aux programmes de conservation régionaux et locaux.

Ainsi, une affiche de sensibilisation réalisée conjointement par le Comité multilocal de planification et l'United States Agency for International Development (USAID) pour la conservation du corridor forestier Ambositra-Vondrozo, publiée en 2006, montre une carte du domaine forestier régional associée à une image de cascade orientée vers la zone rizicole et la ville de Fianarantsoa. Trois slogans attribuent à la forêt des fonctions hydrauliques, alimentaires et patrimoniales : *ala : loharano* (« la forêt : une source ») ; *ala : antoky ny* fivelomanana (« la forêt : une garantie de subsistance ») ; *ala : lova navelan'ny razana ho an'ny taranaka* (« la forêt : un héritage laissé par les ancêtres pour leur postérité »).

---

64. Programme d'appui à la gestion de l'environnement financé par l'United States Agency for International Development et coordonné par le bureau d'études américain International Resources Group.

65. Consentement à payer de la part des touristes et d'autres usagers, consentement à recevoir pour l'adoption de pratiques de conservation, internalisation des externalités positives, etc.

Les notions de service écosystémique et de PSE viennent alors renouveler l'argumentaire sur la valorisation économique locale de la conservation jusqu'alors limitée à l'écotourisme. D'une part, elles facilitent la prise de conscience de la valeur des services rendus aux riverains des forêts et aux usagers de l'eau. D'autre part, elles offrent une opportunité pour accroître le financement du suivi des projets de valorisation économique et les revenus des acteurs, ajoutant l'incitation économique aux incitations éducatives, organisationnelles et légales déjà en place.

Une phase de mise en œuvre de la notion de service écosystémique

Cette période coïncide à la fois avec la mise en œuvre du troisième programme environnemental et à celle de l'expansion des aires protégées décidée en 2003. La notion de biens et de services de l'environnement et l'instrument PSE sont inscrits dans l'actualisation de la Charte de l'environnement dès 2004, marquant une première forme d'institutionnalisation nationale[66]. Cette troisième période voit les premières initiatives pilotes en matière de PSE. La mise en œuvre opérationnelle de la notion de service écosystémique est alors amorcée à travers des dispositifs qui permettent de les valoriser avec, en premier lieu, la séquestration de carbone, puis les services hydrologiques et la conservation de la biodiversité.

BAILLEURS DE FONDS ET ORGANISATIONS NON GOUVERNEMENTALES : DES ACTEURS-CLÉS

Au-delà de ce découpage historique, qui permet de faire ressortir des enchaînements et des convergences, nos travaux ont cherché à identifier les acteurs-clés de cette émergence, ainsi que les sphères de décision où s'élaborent de nouvelles politiques.

L'importance du rôle des bailleurs de fonds internationaux et des grandes organisations non gouvernementales, influentes dans l'introduction et dans la mise en œuvre pratique des notions de valeur économique de la biodiversité, puis de services écosystémiques, montre que cette notion est déjà en soi un nouvel instrument des politiques environnementales transféré depuis les milieux internationaux vers Madagascar. Ce rôle des organisations non gouvernementales, avec l'appui de l'United States Agency for International Development, s'est renforcé avec l'intégration en 2008 de Madagascar dans le réseau Katoomba sous leur impulsion (Méral, 2012). Le réseau Katoomba Madagascar a initié la première table ronde sur les PSE en janvier 2009, débouchant par la suite sur la création d'un groupe de travail

66. La Charte de l'environnement, modifiée par les lois n° 97-012 du 06 juin 1997 et n° 2004-015 du 19 août 2004, fait apparaître la notion de « biens et services ».

sur ces questions, facilitant les échanges, la diffusion et la vulgarisation de la réflexion autour des services écosystémiques et des PSE.

Certaines coopérations bilatérales sont très engagées dans la mise en œuvre opérationnelle, notamment les coopérations allemandes et suisses. La coopération française s'est plutôt impliquée dans la recherche, la réflexion et l'expérimentation sous la forme de projets pilote financés par la France (Fonds français pour l'environnement mondial – FFEM) ou l'Union européenne.

Au niveau multilatéral, la Banque mondiale est très active dans le financement du secteur carbone à travers le Biocarbon Fund depuis 2004 et le Forest Carbon Partnership Facility à partir de 2007. De plus, Madagascar fait partie des cinq pays d'étude de son programme Wealth Accounting and the Valuation of Ecosystem Services (Waves) lancé en 2011, qui se fixe pour objectif de quantifier les services écosystémiques à l'échelle nationale en vue de les intégrer à la comptabilité publique. Différentes études sur l'application de la comptabilité verte sont actuellement en cours avec des financements de la Banque mondiale et de l'aide bilatérale française, et sous l'égide de plusieurs ministères.

Finalement, trois sphères de décision mettent en avant la notion de service écosystémique à Madagascar, mais pour différentes raisons et à différents degrés : un lobby international lié à la fois à la protection de la biodiversité et à la lutte contre le changement climatique ; les acteurs du programme environnemental national et leurs bailleurs à la recherche de financement durable ; enfin les acteurs de la décentralisation de la gestion des ressources naturelles à la recherche d'incitations économiques.

La première sphère, la plus active, est représentée par les grandes organisations non gouvernementales (World Wide Fund for Nature, Conservation International, Wildlife Conservation Society, etc.). Elle œuvre depuis les années 1980 à agrandir le réseau d'aires protégées selon les normes de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et à mobiliser des ressources financières pour ses activités. Les perspectives offertes par l'économie du carbone semblent initier à la fin des années 1990, l'accélération des créations par ces organisations non gouvernementales de nouveaux « sites de conservation » potentiels, en premier lieu les corridors et leurs extensions. Le projet pilote à Makira, initié en 2001 par l'organisation non gouvernementale Conservation International, puis porté par Wildlife Conservation Society, a été pionnier dans la vente de carbone forestier malgache sur le marché volontaire. Dans le but de bénéficier des fonds de la Banque mondiale dans le cadre du programme Forest Carbon Partnership Facility, le comité technique pour la Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD) a été mis en place en 2007, bien avant la première table ronde sur les PSE. Les projets pilote REDD sont donc les plus avancés, mais ne dépendent pas encore d'une politique générale en faveur des PSE qui est encore balbutiante en 2015.

Les acteurs de la politique environnementale, leurs bailleurs et leurs experts (notamment la Banque mondiale et l'United States Agency for International Development) constituent la deuxième sphère. Ils considèrent, depuis la préparation du troisième programme environnemental au début des années 2000, que les services écosystémiques justifient largement les coûts de la conservation et que les PSE constituent un financement d'avenir, au moins partiel. Ces acteurs cherchent à faire intervenir des organismes indépendants de l'administration, selon un cadre bien défini et un cahier de charges rigoureux.

Une dernière sphère de décision et de diffusion est représentée par les acteurs de la décentralisation de la gestion des ressources naturelles, qui avaient joué un rôle central lors du deuxième programme environnemental après la mise en place de la loi de gestion locale sécurisée (1996) et de ses décrets d'application. Les nouvelles aires protégées créées par la politique « Vision Durban » de 2003 ont bénéficié prioritairement de ces programmes de contractualisation communautaire, souvent accompagnés d'actions de développement économique aux résultats mitigés. Les pertes économiques liées aux coûts d'opportunité des nouvelles servitudes, ainsi que les oppositions apparues au sein d'une partie des populations concernées ont limité la portée de cette approche. Les notions de service écosystémique et de PSE apparaissent alors à ces acteurs comme un argument ou un moyen concret de valorisation locale de la conservation, d'une part à travers une prise de conscience de sa valeur aux yeux des riverains (services hydrologiques par exemple), d'autre part en offrant ainsi une opportunité supplémentaire pour financer le suivi et compléter les revenus des populations engagées.

PERCEPTIONS DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE PAR LES ACTEURS

Déjà répandue en 2009 chez les acteurs des organisations faîtières, la notion de service écosystémique est toutefois comprise de façon hétérogène dans le contexte malgache. L'interprétation reste globalement orientée par son utilisation dans le cadre d'une politique d'incitation à la conservation des habitats naturels basée sur un levier économique, que ce soit par la sensibilisation de la population locale à l'intérêt qu'elle aurait à collaborer aux actions de conservation ou par le renouvellement des sources de financement des programmes publics.

Une compréhension hétérogène et des interprétations intuitives libres

Lors des différents entretiens effectués avec les acteurs concernés, le terme le plus fréquemment entendu était celui de « service environnemental ». Celui de « service écosystémique » ne venait qu'en second. On parlait également de services des forêts, de fonctions, de rôles, de valeurs, etc. Ce vocabulaire illustre la polysémie de ces notions et les différents

points de vue sur leur sens. La notion paraît alors non figée et la compréhension encore floue, issue d'une interprétation propre à chaque acteur.

Les acteurs partagent cependant l'avis que la notion de service environnemental renvoie aux notions de « paiement, de financement, de rémunération, de cadre légal, etc. ». En revanche, les notions de « fonction » ou de « rôle stratégique » évoquent plus des devoirs déontologiques pour l'exploitant ou servent dans les discours de justification des politiques de conservation.

Deux variantes peuvent être distinguées selon la place assignée à l'homme : en tant que bénéficiaire de la nature (les acteurs parlent alors plutôt de service écosystémique) ou en tant que bénéficiaire et fournisseur de services liés à l'environnement (ils parlent alors de service environnemental).

L'écosystème forestier, pourvoyeur de services

À Madagascar, les services écosystémiques sont compris par certains comme des services rendus par les écosystèmes aux hommes. On ne parle pas de valeur intrinsèque de l'environnement ou de la biodiversité, mais bien de valeur anthropique de l'environnement. Dans cette acception, qui est celle vulgarisée par le Millennium Ecosystem Assessment (2005), les personnes interrogées font toujours référence à un type d'écosystème précis, l'écosystème forestier (forêts primaires, mangroves, forêts artificielles). Les services rendus par le sol ou par l'écosystème marin sont rarement mentionnés. Ceux liés aux agro-écosystèmes ne le sont qu'exceptionnellement. C'est le cas uniquement pour les champs cultivés en systèmes sous couverture végétale, des systèmes de culture expérimentés dans les années 1990 et présentés par leurs promoteurs comme producteurs de services écosystémiques (réduire l'érosion, remonter la biodiversité et le carbone du sol, etc.). Les nuisances éventuelles des écosystèmes ne sont jamais évoquées en contrepoint de leurs services.

La conservation, pourvoyeuse de services payants

L'autre tendance (souvent associée aux PSE) accorde à l'homme une place centrale comme fournisseur et bénéficiaire de services impliquant une rémunération. Dans ce cas, on évoque plus les services rendus par les activités de conservation que ceux rendus par des usagers des ressources qui suivraient un plan de durabilité ou de réhabilitation. Mais certains interlocuteurs considèrent également que les activités de recyclage ou de production énergétique « renouvelable » sont des services environnementaux.

L'eau et le carbone, services emblématiques au service de la biodiversité

L'eau est le service le plus cité. Il est considéré comme le plus évident des services rendus par les écosystèmes forestiers, notamment par l'administration et les agences officielles malgaches. À l'inverse, les services culturels

décrits dans le Millennium Ecosystem Assessment (2005) ne sont jamais cités, de même que le bois, les produits forestiers non ligneux ou le gibier, comme si les services écosystémiques excluaient les « services d'approvisionnement ». Cette omission révèle une prédominance de la pensée conservationniste chez les usagers du concept.

Vient ensuite le service carbone, mis en avant notamment par les grandes organisations non gouvernementales et les entreprises privées (Conservation International, Wildlife Conservation Society, World Wide Fund for Nature, Goodplanet, puis Etc Terra financés par Air France, etc.). Une rhétorique existe également sur les co-bénéfices et les services couplés (carbone, eau) d'un programme de conservation de corridors forestiers dédié à la biodiversité (Wendland *et al.*, 2009).

Pour les entreprises et les investisseurs nationaux, les services environnementaux font référence aux activités d'écotourisme ou à la valorisation économique d'espèces endémiques et s'appliquent donc plus directement à un service écosystémique biodiversité. On peut y rattacher les programmes de compensation en biodiversité, plus communément appelés Business and Biodiversity Offset Program (BBOP), des entreprises multinationales extractives comme Ambatovy. Un autre domaine qui peut *a priori* être rattaché au service écosystémique biodiversité concerne la labellisation ou la certification de produits issues de la zone périphérique d'une aire protégée, visant à favoriser l'adhésion des ruraux au projet de conservation, ainsi que les contrats de conservation signés avec des communautés en vue d'une surveillance et d'un suivi écologique rémunérés (Durbin, Andrianarimisa et De Cosse, 2002).

Ainsi, écosystèmes privilégiés et services emblématiques témoignent surtout du souci de préserver et de valoriser la biodiversité forestière, dans la lignée des politiques environnementales antérieures. Il s'agit donc d'une nouvelle argumentation pour un objectif inchangé.

Des recherches plus ou moins développées selon les services écosystémiques

Un constat fréquemment entendu en 2009 était la faiblesse des connaissances sur les fonctions écologiques, les mécanismes biophysiques sous-jacents et la valeur de certains services écosystémiques. Les fonctionnements écosystémiques et les dimensions économiques sont encore peu étudiés à l'exception de deux services : l'habitat pour la biodiversité et la séquestration du carbone :

– les recherches sur la biodiversité (inventaires, zoologie, botanique, etc.) fondaient jusqu'ici les politiques de conservation (définition des priorités, conception des aires protégées, suivi écologique, etc.) et se poursuivent. Le centre de recherches Valbio mène des inventaires génétiques et des recherches sur l'écotourisme ;

– pour le carbone, l'insuffisance de connaissances est peu à peu réduite par de nombreuses recherches achevées et en cours comme la constitution des références de déforestation, des équations allométriques servant aux estimations de biomasse, spécifiques à Madagascar, la modélisation des « fuites », c'est-à-dire des déforestations induites en d'autres lieux du fait de la conservation, la prise en compte du carbone du sol et des autres gaz à effet de serre.

Quant à l'ignorance relative en matière de services de régulation hydrologique par les écosystèmes et les agro-écosystèmes, relevée par Bidaud, Méral et Serpantié (2011), des recherches et des expertises commencent seulement à émerger, même si elles restent des initiatives isolées et répondant à des besoins spécifiques ou très locaux.

DES ATTENTES VARIÉES VIS-À-VIS DE CE CONCEPT

Les attentes des acteurs vis-à-vis d'une possible mise en œuvre de dispositifs basés sur les services écosystémiques sont importantes mais diverses, révélant une spécificité de Madagascar

Un rôle pédagogique pour une prise de conscience

La prise de conscience par la population des enjeux environnementaux a toujours été une préoccupation centrale de la politique environnementale malgache. Les recours aux services écosystémiques et à l'argumentation économique sont pour les acteurs de cette politique des arguments supplémentaires. Certains font confiance à la rhétorique pédagogique liée aux services écosystémiques pour faire mieux adhérer les élus locaux aux actions de conservation. Ce rôle de sensibilisation du concept de service écosystémique s'inscrit parfaitement dans les objectifs du Millennium Ecosystem Assessment (2005), de la démarche de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) et des écologues ayant porté historiquement le concept depuis Mooney ou Daily. Mais ce travail de prise de conscience s'inscrit dans un contexte particulier de pauvreté qui exacerbe les coûts que la conservation impose aux populations locales (Ferraro, 2002 ; Resolve Conseil, 2005 ; Bertrand, Horning et Montagne, 2009). La rhétorique en faveur des services écosystémiques sert à répondre à cette crainte de pertes économiques qui fragilisent les contrats de gestion concertée des forêts, en insistant sur des bénéfices encore ignorés, en particulier en matière d'eau, et des valorisations potentielles sur le marché international en matière de carbone, de tourisme ou de biodiversité.

Le rôle rhétorique du service écosystémique eau

La référence au service écosystémique eau est particulièrement attendue pour son efficacité rhétorique en matière de plaidoyer auprès des bailleurs

ou des représentants des populations riveraines et urbaines. Ainsi le caractère très sommaire des études (notamment Carret et Loyer, 2003) visant à connaître et à mettre en avant les services écosystémiques eau, tant au plan national que local, semble indiquer que ces services sont surtout un outil de communication pour provoquer l'adhésion des élus et des populations en périphérie des aires protégées (Serpantié, Henckel et Toillier, 2009). Les chefs de projets et les responsables d'organisations non gouvernementales reconnaissent d'ailleurs l'importance du service écosystémique eau dans leurs activités de communication et soulignent la forte réceptivité des bailleurs et des décideurs politiques au thème de l'eau.

Les rôles financiers des services écosystémiques carbone et eau

C'est le service écosystémique carbone qui joue le rôle principal dans le renouvellement des modes de financement des politiques de conservation et de ses organismes internationaux, avec la multiplication des projets pilotes REDD+ portant sur la plupart des domaines forestiers ayant acquis un statut de nouvelle aire protégée depuis 2003. Les nouvelles opportunités de financement liées au marché émergent du service écosystémique carbone (premières études du projet Makira par Conservation International, Meyers et Berner, 2001) ont pesé lourd dans la décision d'extension massive du réseau d'aires protégées en 2003.

Le service écosystémique eau apparaît également comme un outil potentiel de financement adapté aux aires protégées d'altitude ou aux reboisements, lorsque les zones concernées sont situées sur le bassin de captage d'un grand usager d'eau solvable, comme une compagnie d'eau ou d'électricité, publique ou privée. Cet intérêt marqué des organisations non gouvernementales, des bailleurs et des gestionnaires des parcs pour le service écosystémique eau contraste cependant avec un intérêt très relatif des opérateurs de l'hydroélectricité et de l'eau, y compris des services du ministère de l'Eau, et avec le faible nombre de recherches sur ces questions dans les années 2000. Les opérateurs industriels disent manquer d'informations convaincantes sur les enjeux hydrologiques de la conservation. Ils dépendent souvent de législations qui ne sont pas encore adaptées pour une rémunération des services écosystémiques, ou qui sont déjà censées protéger les zones de captage d'une occupation sauvage. De plus, ils sont encore réticents à s'engager, car il s'agirait alors, selon eux, d'une substitution du privé vis-à-vis des devoirs étatiques. Ils préfèrent participer d'une autre façon, moins coûteuse et plus ponctuelle, au développement local (Monnery, 2010 ; Moyen, 2010).

GENÈSE ET GOUVERNANCE DES DISPOSITIFS DE VALORISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Si le concept de service écosystémique ne s'est intégré aux discours des acteurs de la conservation que très progressivement à Madagascar, par rapport à d'autres pays comme le Costa Rica (Le Coq et Méral, 2011), qu'en est-il de son application ? Nous allons détailler dans cette partie la mise en œuvre opérationnelle des concepts de PSE, d'aires protégées ou de labels en projets, en partant d'une perspective historique, puis en analysant la gouvernance de ces mécanismes.

L'ÉMERGENCE DES DISPOSITIFS DE PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Différents travaux (Kull, 2000 ; Andriamahefazafy et Méral, 2004) ont mis en exergue le rôle prépondérant des acteurs internationaux en général, et des bailleurs de fonds en particulier, dans l'impulsion des différentes phases d'actions environnementales à Madagascar. Cette situation se traduit à la fois dans le processus d'élaboration et dans la succession d'orientations, de concepts et d'approches mobilisés. Il en est allé de même pour la genèse des PSE à Madagascar.

Le jeu des acteurs internationaux

La réflexion, les phases pilotes et la mise en œuvre des dispositifs de PSE à Madagascar restent caractérisées par l'importance du jeu des acteurs internationaux. L'État a laissé l'initiative aux bailleurs de fonds et aux autres partenaires internationaux.

Avec le programme carbone à Makira initié en 2000, le domaine de la captation de carbone fait figure de domaine pionnier, favorisé par un contexte international propice à la lutte contre les émissions de gaz à effet de serre. Apparaissent par la suite des dispositifs pilotes dans le domaine de la biodiversité et de l'eau, toujours sous l'impulsion des bailleurs de fonds et des organisations non gouvernementales internationales. Les PSE se sont développés sans cadre juridique élaboré, l'État étant marginalisé dans le processus. Les bailleurs de fonds contournaient l'administration centrale en privilégiant les organisations de la société civile nationales et internationales.

Madagascar n'a donc pas échappé à une influence internationale de plus en plus prégnante, même si la mise en application a été beaucoup plus tardive qu'en Amérique centrale et avec une plus faible participation de l'État (chapitre 7).

Paiements pour services environnementaux et pérennisation financière de la politique environnementale

Dès le premier programme environnemental et sans que le terme de PSE ne soit encore utilisé, le mécanisme de « droits d'entrée dans les aires protégées » avait été développé à la fois pour soutenir les actions des gestionnaires de parcs et pour appuyer des actions de développement au profit de la population[67]. *A posteriori*, on pourrait donc considérer ces droits d'entrée comme les PSE des années 1990. Mais ces dispositifs n'étaient pas conçus selon une rhétorique de services rémunérés, mais plutôt de participation des visiteurs aux coûts de conservation et dans un esprit d'appui au développement des communautés périphériques.

La question du financement durable des actions et de la pérennisation financière en général a été envisagée dès la planification initiale des actions environnementales à Madagascar, au début des années 1990. Le troisième programme environnemental, prévu initialement de 2003 à 2008, était notamment dédié à cet objectif. Dans la perspective de la préparation du troisième programme environnemental, une liste d'instruments fut dressée au début des années 2000 pour le financement durable des actions environnementales, dont des droits divers associés au tourisme, des taxes et des redevances environnementales provenant de différents secteurs d'activité, des paiements pour garantir les services écosystémiques des forêts, le mécénat du secteur privé, en plus des fonds nationaux, ceux des fondations et des projets des bailleurs de fonds (CSPF, 2001). C'est ainsi que la Fondation pour les aires protégées et la biodiversité de Madagascar a été créée en 2001, collectant 35 millions de dollars US auprès des bailleurs jusqu'en 2008. Les intérêts issus du placement du capital de la fondation, les revenus du tourisme et les crédits carbone sont aujourd'hui présentés comme des instruments-clés pour la rentabilité des aires protégées (World Bank, 2011).

Les usages industriels ou agricoles de l'eau n'ont pas été pris en compte, faute de politique adéquate et à cause d'une défaillance institutionnelle (confusion autour des rôles respectifs de l'agence nationale – Autorité nationale de l'eau et de l'assainissement – et du ministère de l'Eau, débat sur le caractère interministériel de l'agence censée collecter des redevances sur l'eau).

Une application tardive des paiements pour services environnementaux et un cadre politique en gestation

Prévue de longue date, la recherche active de la pérennisation financière des actions de conservation coïncidait avec l'émergence des instruments de marché à l'échelle internationale au début des années 2000. Cette heureuse

67. Ces droits d'entrée sont cédés à hauteur de 50 % aux communautés riveraines.

coïncidence aurait alors dû favoriser une application rapide du concept de service écosystémique. Mais, contrairement au Costa Rica, où l'émergence des PSE apparaissait dès 1996 sous la forme d'une loi qui requalifiait une politique nationale d'appui financier au secteur forestier (Le Coq et Méral, 2011), Madagascar ne s'est pas encore doté, fin 2015, d'une politique nationale en matière de PSE. Depuis 2006-2007, de multiples programmes pilotes locaux ont été mis en place.

On peut notamment mentionner des programmes pilotes REDD+ assimilables à des PSE, puisqu'il est question de rémunérer le service de régulation climatique de séquestration de carbone par la forêt. C'est le cas du programme de reboisement Foreca – Forêts engagées comme réservoirs de carbone – associant la coopération allemande (GIZ) et l'Intercoopération Suisse. Un mécénat d'Air France associe GoodPlanet, ActionCarbon, Etc Terra et le World Wide Fund for Nature (WWF) pour soutenir un programme holistique de conservation des forêts. De nouvelles aires protégées gérées par Conservation International ou Wildlife Conservation Society cherchent aussi à se financer par ce moyen.

Il existe également des PSE, étudiés par Durbin, Andrianarimisa et De Cosse (2002), dans le domaine de la biodiversité. Les organisations Wildlife Conservation Society et Durrell mettent en place des « contrats de conservation » et « des concours de biodiversité » en périphérie de nouvelles aires protégées.

L'eau n'est pas en reste avec l'appel à partenariat lancé en 2009 relatif à la sélection de projets de PSE sur l'eau (promu par le World Wide Fund for Nature – WWF –, financé par le ministère allemand fédéral de la Coopération économique). L'organisation non gouvernementale Gret lance aussi un projet pilote de PSE pour l'hydro-électrification financée par l'Union européenne et le Fonds français pour l'environnement mondial, etc.

Mais aucun cadre légal, ni aucune incitation politique n'accompagnent encore ce mouvement, à l'exception du groupe de travail REDD+ où l'État est partie prenante. La direction générale de l'écologie au sein du ministère de l'Environnement, de l'écologie, de la mer et des forêts s'est récemment saisie du dossier. Cette direction vient d'initier, depuis le premier semestre 2015, un processus de réflexion visant à mettre en place un cadre politique et législatif relatif aux PSE (recensement des différentes initiatives passées, en cours ou à venir, coordination des informations, etc.).

Alors que les conditions étaient *a priori* propices, le développement des PSE à Madagascar s'est donc fait très progressivement et initialement sans rôle de l'État. Le terme est même apparu très tardivement (2008-2009) dans les institutions malgaches. Ce n'est donc pas à proprement parler une bifurcation majeure de la politique nationale (pas de loi, continuité de l'influence des organisations non gouvernementales et des bailleurs de fonds), mais plutôt un état de fait prenant de l'ampleur du seul fait des initiatives locales des partenaires étrangers ou internationaux.

Nous avons déjà évoqué la marginalisation initiale de l'État par les acteurs internationaux, et le ralentissement du processus lié à la crise politique entre 2009-2013. Mais comment expliquer l'attentisme étatique relatif des années 2004-2008, alors que la « Vision Durban » de 2003 représentait une politique volontariste de l'État et une concession importante faite aux organisations non gouvernementales déjà engagées dans la valorisation ? Les conditions socio-économiques et politiques de Madagascar sont en fait très éloignées de celles des pays d'Amérique centrale. Du côté des bénéficiaires/payeurs de service écosystémique potentiels, les difficultés économiques du pays[68], la pauvreté rurale et le poids politique des citadins et des industriels peuvent expliquer le peu d'empressement de l'État à organiser, comme au Costa Rica, la mise à contribution des secteurs productifs ou des ménages urbains au profit d'une politique environnementale, à moins que ces ressources financières ne soient justement issues de sources internationales (mécénat, marchés carbone, tourisme). C'est le cas des parcs et des projets REDD+ auquel l'État participe à travers le Madagascar National Parks et le groupe de travail REDD+. Du côté des fournisseurs/payés, les PSE nationaux d'Amérique centrale rémunèrent les propriétaires de forêts, constitués en *lobbies*, alors que le statut foncier des forêts malgaches reste essentiellement domanial, même lorsque leur gestion est transférée à des communautés ou déléguée à des organisations non gouvernementales ou à des acteurs privés. Ces politiques ne sauraient donc être purement et simplement transposées à Madagascar, qui doit trouver progressivement sa propre voie.

GOUVERNANCE DES PROJETS PILOTES DE PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

L'analyse de la gouvernance des projets de PSE à Madagascar a essentiellement porté sur les PSE eau (essentiellement trois programmes pilotes bassins versants en cours de montage) et, dans une moindre mesure, sur les PSE carbone.

Concernant ces derniers, nous les avons surtout étudiés au regard de la mobilisation de l'expertise scientifique (comparée à celle mobilisée pour les PSE eau). La raison essentielle tient au fait que ces programmes pilotes insérés dans l'agenda REDD+ restaient souvent encore au stade des études initiales mais n'avaient pas encore abordé la problématique de la gouvernance.

De l'analyse des modalités de gouvernance des PSE eau, nous retenons les points suivants : la fusion entre des mécanismes étatiques antérieurs et des arrangements locaux, donnant une gouvernance hybride, le rôle clé des intermédiaires, la difficulté d'impliquer les acteurs économiques locaux, enfin une forte inertie institutionnelle (Toillier, 2011 ; Toillier *et al.*, 2011a ; Cahen-Fourot et Méral, 2011).

---

68. Crise de 2002, dépréciation monétaire de 2004.

Phénomènes d'hybridation de gouvernance

En l'absence de politique publique dédiée à la vente des services hydrologiques à l'échelle nationale (et ce malgré une réforme du secteur de l'eau permettant une gestion décentralisée par bassin-versant), les dispositifs de PSE étudiés relèvent tous d'une approche au cas par cas. Il n'y a donc pas de modèle générique si bien que la forme prise par ces PSE varie et dépend largement de facteurs spécifiques. Nos travaux ont pu mettre en évidence les structures de gouvernance propres à chaque projet, illustrant la complexité de cet aspect pour la mise en œuvre d'une nouvelle approche sollicitant l'ensemble des acteurs du secteur eau dans le contexte politique actuel.

La comparaison permet de mettre en évidence :

– les contradictions ou les complémentarités avec les dispositifs existants, notamment juridiques, et les contrats antérieurs ;
– la configuration plus ou moins favorable du territoire de gestion ;
– le contrôle souvent prédominant de l'intermédiaire sur le mode de gouvernance, le mécanisme financier et la définition du service écosystémique ;
– l'importance de l'intérêt perçu par le bénéficiaire sollicité pour un paiement volontaire ;
– l'absence d'implication d'experts dans la définition du service écosystémique eau, contrairement à ce que l'on observe pour les projets REDD+ où l'expertise est intensive.

Ces cas d'étude se révèlent très éloignés du modèle théorique (chapitre 8) car leur conception s'est faite en fonction des opportunités locales, des objectifs propres de l'organisation non gouvernementale qui pilote le projet, des acteurs en présence et de leurs rapports de force (notamment pour définir *a priori* les vendeurs et les acheteurs), et enfin des fonds disponibles ou des consentements à payer (pour définir le montant des paiements). Le coût d'opportunité n'est jamais pris en compte, le volontariat est imparfait, les coûts de transaction restent élevés, le service écosystémique est mal défini, avec un rôle central joué par les intermédiaires. Il en résulte des schémas hybrides, éloignés de la définition de Wunder (2005) qui a été retenue par la plupart des organisations internationales.

Le rôle clé des intermédiaires

De manière générale, on compte peu d'études traitant du rôle des intermédiaires dans la gouvernance des projets de PSE à travers le monde. Ce n'est qu'à partir des années 2010 que la littérature a traité spécifiquement de cette dimension (Muradian *et al.*, 2010). L'hypothèse selon laquelle la gouvernance des PSE dépend grandement d'acteurs intermédiaires (ni

fournisseurs, ni bénéficiaires de services écosystémiques) a été confirmée par nos travaux de terrain[69].

Pourtant, les organisations non gouvernementales apparaissent incontournables pour enclencher un mécanisme de PSE à Madagascar, en particulier grâce à leur lien avec l'international pour diffuser et mettre en action un concept venu d'ailleurs. Ces entités sont également les seules à même de capter des fonds internationaux, véritables mannes financières dans un contexte de crise politique depuis 2009 et de retrait des bailleurs de fonds partenaires de l'État.

Des opérateurs économiques peu impliqués

Un des constats est la difficulté d'impliquer les opérateurs économiques, à l'instar de la Jirama, Société nationale de distribution d'eau et d'électricité. Nous distinguons trois raisons :

– un conflit de prérogatives : traditionnellement les acteurs de l'environnement – les organisations non gouvernementales et l'administration – diffèrent de ceux en charge de la gestion de l'eau ;

– un conflit d'échelles : si les PSE sont des projets menés au niveau du bassin-versant, tout paiement par le bénéficiaire du service écosystémique à la Jirama dépend d'un processus de décision national ;

– un conflit de cultures : la perception partagée du service écosystémique eau suppose une culture hydrologique commune des bénéficiaires et des fournisseurs. Usagers de l'eau, industriels de l'eau et usagers des terres relèvent de sphères culturelles différentes et ne sont pas associés à la réflexion sur le service écosystémique qui reste un concept de sensibilisation mobilisé par l'intermédiaire au profit de ses propres objectifs de développement ou de conservation.

Un recyclage des projets

Compte tenu de la diversité des formes prises par les projets de PSE (à Madagascar mais également ailleurs), les conditions locales et l'histoire des précédentes actions environnementales constituent des variables essentielles pour l'analyse des modalités de gouvernance (Bidaud *et al.*, 2012 ; Froger *et al.*, 2012).

La mise en perspective historique montre par exemple que les zones d'intervention, ainsi que les acteurs, mais également les thématiques (l'eau), sont souvent les mêmes pour les projets de PSE analysés que pour les projets qui les précédent. Ainsi, ces dispositifs ne sont pas proposés n'importe où

69. On trouvera dans Méral et Pesche (2010) une analyse de cette littérature et des précisions sur la manière dont le projet Serena a abordé cette problématique. On trouvera aussi dans Hrabanski *et al.* (2011) une analyse comparée sur la place des organisations non gouvernementales en France, à Madagascar et au Costa Rica.

par leur organisme de promotion, mais empilés sur divers projets antérieurs éventuellement portés par le même intermédiaire. Dans de nombreux cas, les projets de PSE eau semblent être une simple requalification de projets antérieurs en rupture de financements. Le critère économique prédomine bien souvent et renforce l'idée selon laquelle ces nouveaux outils visent en premier lieu à aborder la dimension financière de la gestion environnementale.

Les approches antérieures avaient consisté essentiellement à rendre la parole aux communautés de paysans et à les mettre en rapport de négociation avec des acteurs plus puissants, à les faire participer au débat comme aux décisions. Ces approches n'ont pas toujours su prendre en compte le facteur limitant qui est l'intérêt économique variable des divers usagers (Toillier *et al.*, 2011b), ni su négocier les règles de gestion, imposant le plus souvent la norme de l'État ou la préférence de l'intermédiaire plutôt que de rechercher un compromis (Serpantié *et al.*, 2008). La requalification en PSE peut permettre de corriger le défaut de prise en compte de la contrainte économique. De même, un regain d'intérêt des protagonistes s'observe parfois lorsque les règles de gestion sont remises en jeu dans le cadre d'une plateforme élargie à de nouveaux acteurs avec de nouvelles capacités économiques et culturelles (industriels, touristes, citadins, chercheurs).

LES AIRES PROTÉGÉES COMME DISPOSITIFS D'APPLICATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Une des hypothèses de travail a consisté à s'intéresser au lien entre le concept de service écosystémique et les dispositifs classiques de conservation de type aire protégée (chapitre 11). L'idée sous-jacente était de remettre en question l'argument selon lequel seuls les PSE constituent un instrument dans lequel le concept de service écosystémique peut s'incarner. D'autres instruments de conservation de la biodiversité peuvent s'appuyer sur ce concept. C'est le cas des aires protégées et de la certification environnementale. Les recherches ont donc consisté à analyser la manière dont les services écosystémiques sont utilisés (et à quelles fins ?) par les gestionnaires d'aires protégées, et plus généralement par les acteurs de la conservation à Madagascar.

Les services de régulation et de support promus au sein de Madagascar National Parks

Les aires protégées sont antérieures au concept de service écosystémique. Ceci implique que le terme lui-même est rarement explicité dans la genèse de ces dispositifs. Pour autant, nous avons pu identifier, sur la base des plans de gestion et de conservation des 46 aires protégées, le rôle stratégique dévolu à chacune d'entre elles lors de leur mise en place.

Il en ressort que toutes les aires protégées fondent leur justification sur le maintien de l'habitat d'espèces endémiques. La fonction ou le service habitat

(un des services de support prévu dans la classification du Millennium Ecosystem Assessment, 2005) apparaît donc central(e) pour des dispositifs qui visent en premier lieu à préserver la biodiversité, remarquable et endémique à Madagascar.

Si la fonction (ou le service de support) habitat est primordiale, d'autres services, comme les services culturels, sont rendus par les aires protégées. Les sites exceptionnels peuvent également avoir une importance, notamment sur le plan culturel du fait des rites sacrés qui peuvent s'y dérouler et des formes locales d'organisation sociale.

De même, dans la plupart des aires protégées (30 sur 46), le rôle de château d'eau est mis en avant ; la forêt est alors présentée comme jouant un rôle très important d'un point de vue hydrologique. Par exemple, il est souvent mentionné que de nombreuses sources naissent dans les aires protégées situées en altitude et alimentent donc en eau les bassins versants, permettant ainsi l'irrigation pour l'agriculture ou l'alimentation en eau potable et en électricité des villes en aval. Cette fonction est mise en exergue dans tous les types d'aires protégées, aussi bien les parcs que les réserves naturelles.

Madagascar National Parks (anciennement Association nationale de gestion des aires protégées) recherche également un moyen de valoriser le service de régulation climatique, qui est lié à la protection d'un stock forestier de carbone.

Les services récréatifs : un argument essentiel pour l'adhésion des populations locales

Apparaissant assez tardivement dans la rhétorique de Madagascar National Parks (car sa priorité est la conservation des espèces, cœur de métier des gestionnaires de parcs), l'organisation de l'écotourisme constitue désormais un argument majeur pour asseoir la légitimité de cet organisme. En effet, nos travaux ont mis en évidence la conjonction d'intérêt entre les acteurs du tourisme et ceux de l'environnement, ce qui positionne Madagascar National Parks au centre de cette relation.

Le recours à ces services récréatifs (même si ce terme n'est pas explicitement utilisé) a été promu par Madagascar National Parks, depuis sa création en 1990, pour faciliter les relations avec les populations avoisinantes des parcs. Grâce au reversement prévu de 50 % des droits d'entrée des touristes dans les parcs aux populations riveraines, Madagascar National Parks comptait renforcer l'adhésion des populations locales. Pour autant, il est difficile d'avoir une idée des bénéfices qu'ont pu retirer d'un tel financement les populations locales, tout d'abord en raison de la rareté de données à ce sujet ; ensuite parce que les flux touristiques ont été très variables ces dernières années en raison des événements politiques ; et enfin, le principe de 50 % s'est souvent transformé en la redistribution d'un surplus une fois les coûts des actions de conservation couverts, surplus fluctuant au gré des

financements additionnels. Il n'en demeure pas moins que la compensation économique représentée par ces droits d'entrée dans les aires protégées constitue une modalité importante de la gouvernance locale des parcs. Ceci dit, le rôle central de Madagascar National Parks comme fournisseurs de services récréatifs est susceptible d'évoluer avec l'émergence de réserves communautaires ou de concessions privées ouvertes sur l'écotourisme, et même d'un agro-tourisme ou d'un tourisme patrimonial, à l'instar du pays Zafimaniry, site inscrit au patrimoine culturel immatériel de l'humanité par l'Unesco.

LA CERTIFICATION ENVIRONNEMENTALE COMME DISPOSITIF DE FOURNITURE DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ?

Si ce lien est moins évident que pour les PSE, il n'en demeure pas moins que les cahiers des charges des produits certifiés peuvent conduire de fait à la fourniture et au maintien de services écosystémiques. La rente – la prime ou encore le premium – peut même être considérée comme une forme de PSE (chapitre 10).

La certification de produits et de services par rapport à des normes d'ordre environnemental (comme pour les normes sociales et éthiques d'ailleurs) est un phénomène émergent à Madagascar. Mais son lien avec le concept de service écosystémique n'est cependant pas explicite pour les acteurs.

La certification des produits agricoles et des denrées alimentaires en agriculture biologique et en commerce équitable, selon les normes internationales, et donc selon des cahiers de charges que les acteurs malgaches n'ont pas contribué à élaborer, est la forme dominante. La certification forestière est encore marginale. Les premiers certificats de type Forest Stewardship Council (FSC) ont été délivrés en 2010 à une entreprise forestière. Par ailleurs, des marques privées destinées à signaler des pratiques favorables à l'environnement se multiplient.

Les principaux produits certifiés biologiques ou équitables (la vanille, les épices, les huiles essentielles, le poivre, le gingembre, le cacao, le café et l'huile végétale) sont avant tout destinés à l'exportation ou au marché touristique. Le marché local semble ne pas être concerné, à cause notamment de la faiblesse du pouvoir d'achat des consommateurs et du peu de sensibilité pour les aspects environnemental et éthique.

Les dispositifs étudiés (la vanille bio-équitable dans la zone périphérique du parc Madagascar National Parks de Mananara, et la marque Soie d'Itasy, un label privé à composante environnementale) répondent cependant plus à des objectifs de développement économique et social en périphérie d'écosystèmes protégés (type projet de conservation et de développement intégré) qu'environnementaux (Pierre, 2011). Le surplus de prix par rapport à un produit générique ne correspond ni à une rémunération des services

environnementaux fournis, ni à une compensation pour les pratiques favorables à l'environnement. Le surplus éventuel est davantage fixé par les acteurs en aval. Les producteurs de base ne sont pas concernés par les négociations. La valorisation économique des produits certifiés se fait surtout par le biais du commerce équitable. Cette valorisation n'est toutefois pas associée à des références environnementales mais à une juste rémunération des travaux accomplis par le producteur.

CONCLUSION

Dans le cas malgache, les notions de service écosystémique et environnemental introduites récemment et indépendamment de l'État se sont répandues mais ne sont pas encore appropriées par tous les acteurs. Elles sont bien directement associées à une nouvelle approche de gestion environnementale basée sur la dimension économique à travers des dispositifs de PSE, la fiscalité sur l'eau et l'électricité, ou le financement durable de la conservation. Il s'agit donc surtout des services rendus par les gestionnaires de la conservation à des bénéficiaires locaux ou globaux. L'approche service écosystémique/PSE est essentiellement portée par des organisations non gouvernementales internationales qui promeuvent la conservation des forêts par la vente de carbone et donc s'inscrivent dans le cadre des stratégies de la politique REDD conçues à un niveau international. L'accès à cette nouvelle rente n'est pas exempt d'opportunisme pour le financement des institutions spécialisées dans l'environnement.

Mais la notion de service écosystémique appréhendée dans le sens du Millennium Ecosystem Assessment de bienfaits de la nature existe également à Madagascar et témoigne d'une évolution dans la vision de la conservation, accordant de plus en plus d'importance aux raisons que la société malgache elle-même aurait de conserver (réflexion amorcée en 1984), c'est-à-dire à la participation de la société à ses différents niveaux, dans ses différents secteurs. Une telle orientation plus transversale rompt avec la perspective « point chaud de biodiversité », perspective exclusivement biologique, privilégiant les habitats les plus remarquables, qui faisait perdre de vue la pauvreté, la marginalisation politique et les besoins de développement des populations malgaches. On sous-estimait également les sources ordinaires de biodiversité, comme celle des terroirs où l'esprit de conservation est rarement absent, même s'il est parfois marginalisé face aux difficultés économiques. Cette notion donnerait plus de chance à un compromis entre les perspectives et les intérêts des sociétés locales et celles de l'humanité, entre les intérêts à court et à long terme, que les approches antérieures, à la condition que tous les savoirs, scientifiques, ou non, soient pris en compte, ce qui est encore loin d'être le cas.

6
ÉMERGENCE TARDIVE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES EN FRANCE

Caroline Maury, Marie Hrabanski, Olivier Aznar

La notion de service écosystémique a été développée dans la sphère scientifique, avant d'acquérir une légitimité politique. La notion de service écosystémique et l'instrument qui lui est souvent associé, le paiement pour services environnementaux (PSE), rencontrent ensuite un engouement important et sont progressivement incorporés dans les cadres nationaux et internationaux de régulation environnementale où ils font l'objet d'innovations instrumentale et institutionnelle.

Nous retraçons ici de manière synthétique l'émergence, la médiatisation et la mise en politique de la notion de service écosystémique dans le contexte français entre 2009 et 2014. Cette analyse porte sur les acteurs impliqués dans cette diffusion. Elle examine également en quoi l'accélération de la pénétration du concept de service écosystémique en France peut être attribuée à une conjonction de facteurs et à l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité politique (Kingdon, 1995).

Une part de l'analyse relève des services écosystémiques et des dispositifs associés, dans la filiation du Millennium Ecosystem Assessment (MEA). L'autre renvoie aux services environnementaux rendus par des acteurs et est centrée sur les agriculteurs et les exploitants forestiers, dans la filiation des mesures agro-environnementales du second pilier (politique de développement rural) de la politique agricole commune de l'Union européenne. La France s'est intéressée tardivement à la notion de service écosystémique : dans le domaine agricole et rural, elle a pendant plus d'une décennie mobilisé la notion de multifonctionnalité à des degrés variables selon le contexte politique, et ce jusqu'en 2003 (Bonnal, Bonin et Aznar, 2012) (chapitre 9). Cette notion de multifonctionnalité, bien qu'elle n'ait pas de filiation directe avec

celle de service écosystémique, lui est assez proche à certains égards, en particulier parce qu'elle attribue une pluralité de fonctions à l'activité agricole.

À partir de 2005, les décideurs publics prennent conscience du retard de la France dans l'usage de la notion de service écosystémique comme nouvelle façon d'appréhender les relations entre nature et société sur les questions de biodiversité. Après 2005, la notion s'est diffusée progressivement. La première partie analyse le rôle des experts scientifiques, des organisations non gouvernementales environnementales et du secteur privé dans la promotion des services écosystémiques en France. Nous montrons que la notion a été avant tout portée par des acteurs de l'environnement, ce qui explique en partie sa faible réception dans les milieux agricoles. Dans la deuxième partie, nous montrons que l'intérêt pour la notion s'est ensuite renforcé à partir des années 2008-2009 dans les milieux de l'environnement et agricoles, notamment grâce à la publication de plusieurs rapports français et européens sur la question, et aux débats autour de la renégociation de la politique agricole commune et de son verdissement (Deverre et de Sainte-Marie, 2008). La notion de service écosystémique a dès lors profité, durant cette deuxième période, de la rencontre de trois courants qui ont abouti à l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité en faveur de sa reconnaissance.

LA PÉNÉTRATION DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE EN FRANCE

L'importation de la notion de service écosystémique en France est le fait d'une diversité d'acteurs, pour la plupart non directement liés aux secteurs agricole et rural : les scientifiques, les organisations non gouvernementales environnementales et le secteur privé. Ce n'est qu'après ces prémices que le secteur agricole s'emparera de cette question.

DES SCIENTIFIQUES FRANÇAIS PEU MOBILISÉS AUTOUR DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE

Les experts scientifiques rassemblés au sein du MEA ont joué un rôle central dans la production d'un référentiel international en matière de politiques publiques grâce à l'émergence politique des services écosystémiques. Ces derniers sont alors devenus un outil essentiel pour appréhender la biodiversité et, en se diffusant dans d'autres régimes environnementaux, ils ont pour ambition de repenser les questions climatiques, la sécurité alimentaire, la gestion de l'eau, etc. La notion est toutefois apparue tardivement en France et on peut rapprocher ceci de l'implication quasi anecdotique dans le MEA des chercheurs français, quel que soit leur statut (chercheur, maître de conférences, professeur) ou leur discipline (écologie, biologie, économie, etc.). Sur les 1 360 experts du MEA, seuls dix-neuf auteurs sont français et, parmi eux, cinq ont eu un rôle véritablement actif (coresponsables d'un

chapitre, coauteurs, relecteurs) dans l'exercice. Cette sous-représentation des scientifiques français interroge car ces derniers étaient très impliqués dans des exercices antérieurs d'évaluation de la biodiversité comme le Global Biodiversity Assessment (1993-1995) par exemple. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce désintérêt des experts français et des ministères pour le MEA et la notion de service écosystémique (Hrabanski, 2013).

D'une part, les politiques menées par le ministère de l'Éducation nationale, de la recherche et de la technologie et par le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, entre le Global Biodiversity Assessment (1993-1995) et le MEA (2001-2005), ont freiné l'investissement des experts scientifiques français dans le milieu de l'expertise internationale de la biodiversité. Les soutiens de la France à l'International Geosphere Biosphere Program, très sensibles aux alternances politiques, ainsi que le désintérêt pour les recherches sur les facteurs humains du changement climatique révèlent une politique scientifique peu favorable au développement d'une écologie des écosystèmes. Le ministère de l'Environnement de l'époque n'a pas montré beaucoup plus d'intérêt à l'égard du MEA. Les ministères de tutelle ne sont pas ou peu intervenus pour soutenir les recherches sur le changement climatique (Dahan-Damedico et Guillemot, 2006) et ses conséquences sur les écosystèmes, contrairement à ce qui s'est produit dans d'autres pays comme l'Allemagne ou le Royaume-Uni.

On peut d'autre part expliquer cette très faible présence des scientifiques français par l'existence de dissonances entre la culture scientifique des experts scientifiques français et les objectifs de la notion de service écosystémique, et plus largement du MEA, qui visaient davantage à influencer les décideurs qu'à produire des résultats scientifiques. Ce sont ainsi des clivages structurels entre le monde de la recherche et le monde politique qui ont contribué à éloigner les experts français du MEA et de la Convention sur la diversité biologique. On constate une certaine étanchéité entre les deux univers qui paraît moins prégnante dans d'autres pays et à l'échelle internationale. Le ministère français de l'Environnement, à la différence de ceux des pays anglo-saxons et d'Europe du Nord, a très peu associé les experts français au processus du Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice[70] et plus largement à la Convention sur la diversité biologique. Les experts scientifiques français n'étaient pas associés au Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice (alors même que ce dernier a constitué un puissant canal de recrutement des experts du MEA) car le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement a longtemps considéré l'expertise internationale de la biodiversité comme son terrain privilégié et en a ainsi exclu les experts

70. En français, organe subsidiaire chargé de fournir des avis scientifiques, techniques et technologiques. Cet organe est rattaché à la Convention sur la diversité biologique.

scientifiques français. Toutefois, ces derniers, qu'ils soient chercheurs ou enseignants-chercheurs, ne sont pas non plus familiers de ce type d'exercice. Alors que plusieurs experts français de renom se sont facilement investis dans un exercice tel que le Global Biodiversity Assessment, qui semblait aux yeux des décideurs « trop scientifique », le Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice et/ou le MEA apparaissent au contraire comme des institutions à mi-chemin entre la science et le politique, et peuvent susciter la méfiance des experts scientifiques français. De ce fait, les ambitions du MEA et l'utilisation même de la notion de service écosystémique entrent assez peu en résonance avec la culture professionnelle des experts scientifiques français.

En outre, certains scientifiques contestent même la pertinence scientifique de la notion. La méfiance vis-à-vis du cadre d'analyse des services écosystémiques s'est exprimée à travers une critique de la perspective utilitariste et anthropocentrée que sous-tend la notion. L'évaluation économique des services rendus fait également partie des points qui suscitent des réticences chez les experts rencontrés. Notons également que les clivages intradisciplinaires en écologie et en économie ont pu participer à la faible mobilisation des scientifiques français.

Enfin, le système d'évaluation des chercheurs français, avant tout fondé sur la publication et la prise de responsabilité institutionnelle, valorise assez peu la participation de ces derniers à des arènes politico-scientifiques internationales telles que le MEA. Stratégiquement, les scientifiques français ont donc peu intérêt à s'impliquer dans des expertises internationales chronophages et peu valorisées dans le champ académique français.

Si les arènes ministérielles et le système de recherche français présentent chacun leurs spécificités propres, la forte étanchéité entre ces deux mondes semble également limiter l'audience des chercheurs français dans le champ de l'expertise internationale, et indirectement celle de la France.

LES ORGANISATIONS MILITANTES DU SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE EN FRANCE

À l'interface entre le monde scientifique, le monde de l'entreprise et les instances décisionnelles, quatre organisations non gouvernementales environnementales semblent avoir été des acteurs clés de la diffusion de la notion de service écosystémique en France. L'usage de cette notion leur a permis de renouveler en profondeur leurs approches et leurs activités militantes, tout en leur offrant de nouvelles opportunités (Hrabanski et Valette, 2012).

La répartition des tâches entre ces organisations non gouvernementales environnementales semble avoir facilité la diffusion de la notion à différents niveaux d'intervention et auprès d'une multiplicité d'acteurs. France nature environnement (FNE) et la Fondation Nicolas Hulot souhaitent que la notion se diffuse à l'ensemble de la société et multiplient les actions locales allant

dans ce sens tout en tentant de mobiliser l'opinion publique et les instances décisionnelles nationales, tandis que l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et, dans une moindre mesure, le World Wide Fund for Nature (WWF) font la promotion de la notion avant tout au sein de leurs réseaux scientifiques et des instances décisionnelles.

On remarque ici un léger paradoxe de la part des organisations non gouvernementales qui accueillent la notion de service écosystémique avec ferveur puisqu'elles considèrent qu'il s'agit d'un nouvel outil qui va leur permettre de dialoguer réellement avec les entreprises, tout en s'inquiétant des limites de cette approche dans ses dimensions économiques. Le paradoxe est toutefois dépassé puisque la solution réside, pour les organisations non gouvernementales rencontrées, dans la régulation d'un éventuel marché des services. Ce marché devrait être encadré et ne pas constituer un marché de biens quelconques régi par la loi de l'offre et de la demande.

Les savoirs accumulés rapidement sur les services écosystémiques par les organisations non gouvernementales les amènent à être des interlocuteurs de choix dans les milieux politiques et à contribuer aux politiques environnementales françaises et européennes.

Accès aux entreprises et services écosystémiques

En outre, quelques entreprises privées, telles que Veolia ou EDF, directement concernées par la gestion des ressources s'emparent de la question des services écosystémiques pour essayer, en partenariat avec la branche française du World Business Council on Sustainable Development[71], l'Entreprise pour l'environnement, d'évaluer leur dépendance aux services écosystémiques et de développer des outils de comptabilité écologique. L'approche par les services écosystémiques va dès lors renouveler la lecture des politiques de biodiversité. Les organisations environnementales étudiées collaborent toutes avec des entreprises privées, mais n'investissent pas les mêmes niveaux d'intervention. L'Union internationale pour la conservation de la nature et le World Wide Fund for Nature souscrivent des partenariats avec de grandes multinationales et participent ainsi à la diffusion de la notion à un niveau international. Les deux organisations non gouvernementales environnementales sont proches du fameux World Business Council on Sustainable Development auquel une partie des grandes multinationales françaises adhèrent.

Les alliances entre les organisations non gouvernementales environnementales et les entreprises se développent depuis les années 2000 dans le but de définir, de mettre en œuvre et de faire respecter de nouvelles normes régissant la conduite des entreprises (Bendell, 2000). L'objectif affiché des

71. Créé en 1995, le World Business Council on Sustainable Development, basé à Genève, est chargé de représenter les grandes entreprises privées engagées pour le développement durable.

organisations environnementales est de faire intégrer la notion de service écosystémique aux entreprises afin que celles-ci prennent davantage en compte les questions de biodiversité. Les collaborations entre les organisations non gouvernementales environnementales et les entreprises peuvent ainsi correspondre à une certaine prise de conscience des entreprises, mais elles leur permettent surtout d'intégrer tous les acteurs importants qui peuvent affecter leurs activités : la protection de la biodiversité peut en effet menacer leur accès aux ressources. En collaborant avec les organisations non gouvernementales environnementales, les firmes privées cherchent à assurer leur accès aux matières premières en devançant, au moins partiellement, la critique écologique sur les effets et les conditions de cette utilisation des ressources. On peut également estimer que ces rapprochements répondent aux besoins accrus des organisations non gouvernementales environnementales, depuis les années 1980, de diversifier leurs financements pour mener leurs actions (Marhane, 2010). Ces quatre organisations environnementales nouent également des relations étroites avec le monde scientifique.

Collaborer avec les scientifiques grâce aux services écosystémiques

Le processus d'appropriation de la notion de service écosystémique et ensuite sa diffusion ont permis aux organisations non gouvernementales environnementales de collaborer avec les scientifiques. Ainsi, les représentants français de l'Union internationale pour la conservation de la nature se sont emparés de la notion en lançant d'abord un état des lieux des écosystèmes français, qui a abouti en 2012 à la publication d'un panorama des services écosystémiques fournis par les milieux naturels en France (UICN France, 2012) et qui pourrait alimenter un futur MEA à la française. L'organisation s'est donc attelée à mobiliser ses bénévoles scientifiques afin de réunir les informations nécessaires. Globalement, les connexions entre le monde des organisations non gouvernementales environnementales et le monde scientifique se retrouvent dans les quatre associations étudiées.

Que ce soit à travers le comité de veille écologique de la Fondation Nicolas Hulot (sorte de conseil scientifique), celui de France nature environnement ou à travers les comités scientifiques de l'Union internationale pour la conservation de la nature et du World Wide Fund for Nature, les organisations non gouvernementales étudiées parviennent à fédérer des scientifiques de renom (Robert Barbault, Jacques Weber, etc.). Le recours à la science permet aux organisations non gouvernementales environnementales d'avoir accès à certains savoirs et débats scientifiques qui alimenteront leur positionnement.

Avant la parution du MEA, le ministère de l'Environnement, du développement durable, des transports et du logement s'était peu intéressé aux approches en termes de services écosystémiques. À partir de 2005, il tente

de combler son retard, et les organisations non gouvernementales environnementales vont ainsi devenir des partenaires privilégiés. Face à une instance décisionnelle en demande d'expertise et de savoirs, les organisations non gouvernementales environnementales ont conforté leur rôle central dans la définition des politiques publiques.

Notion de service écosystémique et participation à la décision publique

Dès les années 1970, les associations environnementales ont été invitées à s'impliquer dans la politique environnementale française (Lacroix et Zaccaï, 2010). Les organisations non gouvernementales étudiées sont des organisations environnementales qui ont en partie intégré les attentes des pouvoirs publics et les logiques institutionnelles de la décision publique nationale pour, en retour, mieux l'influencer. Ces groupes environnementaux ont investi les domaines d'expertise technique dans les politiques publiques, dans un contexte où, en France, le ministère de l'Environnement cherchait à fonder et à stabiliser une action publique naissante, et était donc en attente d'expertise et de savoirs (Berny, 2008 ; Lascoumes, 1993 ; Spanou, 1991). Les organisations non gouvernementales environnementales ont souscrit à un objectif de « représentation politique » plutôt que de « mobilisation politique » (Berny, 2008). Dans cette perspective, les organisations environnementales étudiées ont un accès routinier aux pouvoirs publics, et notamment au ministère de l'Environnement, et vont pouvoir y développer la thématique des services écosystémiques.

VERS L'INSTITUTIONNALISATION DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE

Après avoir examiné les acteurs qui ont contribué à l'émergence de cette notion, il importe de repérer ce qui, dans le contexte politique français, a favorisé l'institutionnalisation assez rapide de la notion. Nous étudierons plus particulièrement le secteur agricole car c'est dans ce secteur que la notion a été beaucoup discutée, alors même que les acteurs pionniers de la notion n'en font pas partie.

En France, la notion de service écosystémique est donc apparue tardivement. Face au retard pris par le ministère de l'Écologie, ce dernier est en demande d'expertises et de savoirs. L'ensemble des acteurs nationaux et transnationaux (experts scientifiques, organisations non gouvernementales et entreprises) voient leur rôle de partenaires conforté et participent à la définition des politiques publiques environnementales en faveur des services écosystémiques. Des organisations non gouvernementales environnementales vont proposer à la fois une lecture nouvelle des services environnementaux

rendus par l'agriculture et, plus généralement, un renouvellement des rapports entre nature et société (Hrabanski et Valette, 2012).

Le ministère intègre peu à peu cette approche et produit plusieurs publications sur ce thème (Credoc, 2009 ; SEEIDD et CGDD, 2010). La notion de service rendu apparaît pour la première fois dans le chapitre consacré à la conservation de la biodiversité de la loi Grenelle I. Elle est ensuite explicitement introduite dans la nouvelle Stratégie nationale de la biodiversité adoptée en 2011, et figure dans le décret de la loi Grenelle II relatif à la trame verte et bleue et portant sur l'adoption des orientations nationales pour la préservation et la remise en état des continuités écologiques[72]. En outre, l'Europe s'est engagée à réaliser une cartographie et une évaluation de ses écosystèmes (programme Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) et la France, au travers du programme Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques lancé en 2013, contribue directement à ce projet européen ambitieux. Les publications, les projets et les initiatives décrites ci-dessus confirment la reconnaissance de l'approche par les services écosystémiques et le renouvellement de paradigme qu'elle peut entraîner pour les politiques portant sur la biodiversité.

L'hypothèse est que cette dynamique de diffusion s'explique par ce que les politistes appellent une fenêtre d'opportunité ; en effet, selon le politiste américain J.W. Kingdon (1995), pour qu'une fenêtre d'opportunité puisse s'ouvrir, la conjonction de plusieurs courants (« *streams* ») est nécessaire. Selon ce cadre d'analyse de Kingdon, la prise en compte d'un problème puis l'adoption d'une politique pour le traiter s'explique par la convergence de trois courants (Le Coq *et al.*, 2012) :

– le courant des problèmes qui est constitué par l'ensemble des problèmes et des questions soulevées au sein de la société par des groupes divers (tous ces problèmes ne reçoivent pas une attention des décideurs) ;

– le courant politique (*politics*), qui correspond aux grands traits de la vie politique caractérisés par des variables comme le « climat politique », le rôle des groupes d'intérêts, l'organisation politique, les échéances électorales majeures, etc. ;

– le courant des politiques (*policy*) qui peut être symbolisé comme un ensemble assez désordonné d'idées, de recettes, d'instruments de politique, plus ou moins déjà éprouvés, parmi lesquels les décideurs politiques sélectionnent les idées qui deviendront des politiques.

Pour Kingdon, ces trois courants évoluent dans le temps de manière relativement indépendante et on peut expliquer certaines politiques par leur

72. La trame verte et bleue consiste à construire un maillage entre des « réservoirs de biodiversité » afin de faciliter la circulation des espèces et limiter ainsi leur extinction. L'établissement de continuités écologiques entre des espaces fragmentés doit normalement favoriser le développement des espèces menacées. Le vert renvoie aux mises en connexions terrestres et le bleu à celles établies par voie aquatique.

conjonction à un moment précis, créant alors ce qu'il appelle une « fenêtre politique » (*policy window*). Ce cadre souligne également l'importance des « entrepreneurs politique » (*policy entrepreneurs*) qui jouent un rôle dans le processus de convergence des trois courants et d'ouverture d'une fenêtre. L'ouverture d'une fenêtre se traduit par une plus grande réceptivité des acteurs politiques, les acteurs mobilisés trouvant alors dans ce contexte l'occasion de faire valoir leurs propres problématisations et alternatives.

Outre le rôle évident joué par la diffusion de la notion à l'échelle internationale, l'émergence des services écosystémiques en France s'inscrit en effet dans le cadre d'un agenda politique particulier. À l'échelle nationale, d'une part, une réflexion sur la biodiversité est engagée dans le cadre du Grenelle de l'environnement (2007) et avec la création de divers dispositifs, dont la Fondation pour la recherche sur la biodiversité en 2008. D'autre part, au niveau européen, la renégociation de la politique agricole commune réinterroge le lien entre production agricole et préservation de l'environnement, parallèlement aux enjeux économiques que cette production soulève.

On peut ainsi montrer comment certains acteurs ont su profiter de l'ouverture du jeu politique pour mettre la question des services écosystémiques sur le devant de la scène. Quelques pistes de réflexion sont ainsi proposées pour expliquer l'ouverture (ou non) d'une fenêtre d'opportunité favorable à l'émergence de la notion.

COMMENT LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE VA-T-ELLE SE DIFFUSER EN FRANCE ?

Après la parution du Millennium Ecosystem Assessment (2005), diverses initiatives définies à l'échelle régionale ou internationale reprennent la notion de service écosystémique et concourent à sa promotion et à sa diffusion. Ainsi, et de façon non exhaustive, en est-il de l'étude conduite entre 2007 et 2010 au niveau européen sur le coût global de la dégradation de l'environnement (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)[73] et initiée à l'issue d'une rencontre des ministres de l'Environnement du G8+5 à Postdam en mai 2007 (chapitre 1). La classification internationale commune des services écosystémiques en 2008 marque un pas supplémentaire dans la reconnaissance internationale de la notion. Enfin, la désignation par l'Organisation des Nations unies de l'année 2010 comme « année internationale de la biodiversité », le lancement de la Décennie internationale de la biodiversité à partir de janvier 2011 et, surtout, la création en 2012 d'une plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services

73. « En s'inspirant des idées développées dans l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EM), [l']initiative, intitulée l'Économie des écosystèmes et de la biodiversité (EEB), vise à promouvoir une meilleure compréhension de la véritable valeur économique des services fournis par les écosystèmes, ainsi qu'à offrir des outils économiques tenant dûment compte de cette valeur » (TEEB, 2008, p. 9).

écosystémiques vont dans le même sens, à savoir vers une institutionnalisation croissante de la notion de service écosystémique.

Ces divers éléments tendent à démontrer que la circulation internationale des idées a représenté un facteur favorisant l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité en France pour l'introduction de la notion de service écosystémique dans l'agenda politique ; et nous avons précédemment présenté les groupes d'acteurs et les institutions qui s'en sont saisis. Dans le secteur agricole et rural, quelques experts vont peu à peu s'emparer de la notion proche de service environnemental, et la diffuser dans les milieux politiques agricoles. La notion de service environnemental est alors mobilisée : elle correspond, pour ces experts, à une externalité positive de l'activité agricole (par exemple Mollard, 2003 ; Mahé et Ortalo-Magné, 2001 ; Le Goffe, 2003). Souvent issus de la recherche agronomique ou de l'enseignement supérieur agronomique, ces quelques experts agricoles (principalement auprès du ministère responsable de l'Agriculture) sont spécialisés sur la thématique des externalités et des aménités[74]. La notion de service environnemental va ainsi émerger plus distinctement au sein des débats agricoles relevant de l'évolution de la politique agricole, dans les mondes scientifique et politique, en étant le plus souvent associée à la question de la rémunération des services rendus par l'agriculture.

INTÉGRATION PROGRESSIVE DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE DANS LES POLITIQUES PUBLIQUES FRANÇAISES

Différents dispositifs de politiques publiques, dans des secteurs différents mais avec un retentissement particulier pour la politique agricole commune, ont fait émerger la notion de service écosystémique dans le champ politico-institutionnel français

La pression européenne par le biais de la politique agricole commune

L'Union européenne a représenté un moteur puissant pour l'intégration de la notion de service écosystémique en France. Les négociations successives de la politique agricole commune ont en effet fortement contribué à l'ouverture de la fenêtre d'opportunité pour cette notion. L'introduction des questions d'environnement au sein des politiques agricoles est intervenue lors de la réforme de 1992. Dans le même temps, une logique de compensation des

74. Les aménités environnementales renvoient aux aspects perçus comme positifs, appréciables et agréables pour l'homme dans un territoire donné. Cette notion a été beaucoup utilisée au moment de la réforme de la politique agricole commune dans les années 1990, en lien avec la notion de multifonctionnalité.

surcoûts liés à des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement a été mise en œuvre à travers les programmes agro-environnementaux.

Ces politiques incitatives ont ensuite été complétées par l'introduction d'une éco-conditionnalité des aides agricoles, inscrite dans la politique agricole commune à partir de 2005. Elle consiste à faire dépendre le versement des aides directes du premier pilier (soutien des marchés) de la politique agricole commune du respect de certaines pratiques contribuant à la qualité de l'environnement, par exemple au respect d'un ensemble d'exigences réglementaires sur les exploitations (Lataste *et al.*, 2015). Si ces différents dispositifs ne relèvent pas des services écosystémiques à proprement parler, ils articulent bien pratiques agricoles et versement d'aides sous condition de respect de certaines pratiques en faveur de l'environnement.

À partir de 2009 et 2010, l'engouement pour la notion de service écosystémique s'intensifie au moment des premières discussions sur la réforme de la politique agricole commune après 2013. Les débats portent sur la baisse annoncée des financements qui pourrait être compensée pour les agriculteurs par la reconnaissance des services environnementaux qu'ils fournissent. Les trois scénarios envisagés en 2011 par la Commission européenne optent pour un « verdissement » plus ou moins prononcé de la politique agricole commune (Deverre et de Sainte-Marie, 2008). Le premier scénario consistait à conserver les deux piliers actuels en introduisant des changements progressifs en faveur de l'environnement. Un deuxième scénario rendait obligatoire le soutien complémentaire au premier pilier (obligatoire, annuel, généralisé, non contractuel). Enfin, le troisième scénario consistait à renoncer aux mesures de soutien au revenu et aux marchés, et à concentrer toutes les aides sur des objectifs environnementaux. Après des négociations, le premier scénario a finalement été retenu. L'évolution reste minime, mais cela donne un fondement aux PSE rendus par les agriculteurs, bien que le terme de service écosystémique n'apparaisse pas explicitement.

La position du ministère de l'Agriculture vis-à-vis des services écosystémiques reste assez distanciée : la fonction première du ministère est, dans les représentations de ses agents, tournée vers la production agricole et les revenus des agriculteurs, l'enjeu environnemental étant considéré comme important, mais secondaire. Plus largement, le monde agricole, et en premier lieu les syndicats, reste assez méfiant vis-à-vis de la notion de service écosystémique : la fonction première de l'agriculture doit bien, à leurs yeux, continuer d'être la production agricole et non la fourniture de services écosystémiques. De façon assez classique, les syndicats agricoles réinterprètent des référents et des dispositifs d'action publique en fonction de leurs intérêts et des prises de position que leur défense engendre. Les prises de position en liens avec les services écosystémiques ne modifient pas les clivages entre syndicats et sont en cohérence avec ce que chaque syndicat défend dans d'autres domaines. Par exemple, la FNSEA (Fédération nationale des syndicats d'exploitants agricoles), syndicat majoritaire, serait disposée à

intégrer la notion de service écosystémique si cela permettait de justifier et de maintenir des aides garantissant le revenu des agriculteurs.

Si le positionnement du ministère de l'Agriculture par rapport à la notion de service écosystémique privilégie une approche par le métier (approche sectorielle de l'agriculture), les agents du ministère de l'Écologie abordent cette question d'une façon différente. Ce ministère souligne également l'importance de la réforme de la politique agricole commune comme contexte stimulant les réflexions sur la question des services écosystémiques en France, réflexions auxquelles les agents de ce ministère contribuent, non seulement dans des bureaux dédiés à l'interface entre agriculture, environnement et biodiversité, mais également dans des commissions communes (Valette *et al.*, 2012). Une note sur la réforme de la politique agricole commune diffusée sur le site internet du ministère de l'Écologie à la fin de l'année 2010 a confirmé cette position : la notion de service écosystémique rendu par l'agriculture y était largement employée. Cette prise de position du ministère de l'Écologie a été fortement critiquée par les organisations professionnelles agricoles d'une part, reprochant au ministère de sortir du périmètre de ses fonctions en s'impliquant sur la question agricole, ainsi que la publication d'un document réalisé sans aucune concertation. D'autre part, le ministère de l'Agriculture a lui-même marqué ses distances avec les propos développés dans la note, rappelant la position officielle de la France, arrêtée en septembre 2010 avec la signature d'une « position franco-allemande pour une politique agricole commune forte au-delà de 2013 ». La note a été rapidement retirée du site internet du ministère de l'Écologie.

Ainsi, durant cette période de renégociation de la politique agricole commune entre 2010 et 2013, les observations que nous avons faites signalent l'absence d'une position commune sur la question du lien entre agriculture et environnement de la part des deux principaux ministères concernés (Agriculture et Écologie), et ce malgré la diffusion du concept de service écosystémique au sein de chacun d'eux.

En parallèle à l'intégration de la notion dans les débats sur la politique agricole commune et sa réforme de 2013, plusieurs autres secteurs et organismes vont contribuer à la diffusion de la notion en France.

Une diffusion de la notion concomitante dans d'autres secteurs de politiques publiques

La mise à l'agenda politique de la notion de service écosystémique avait été amorcée par le lancement en 2008 d'un travail préliminaire en vue de la réalisation d'une évaluation des écosystèmes sur le modèle du MEA (Credoc, 2009). Cette première étude, réalisée sous l'égide de la direction de l'eau et de la biodiversité du ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, s'est concentrée sur les aspects méthodologiques, et notamment sur la manière de mesurer la contribution des

écosystèmes au bien-être humain (Maresca *et al.*, 2011). Cette dynamique a été relancée début 2012 avec la mise en place du projet d'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques piloté conjointement par la direction de l'eau et de la biodiversité et le commissariat général au développement durable du ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie. Cette relance s'inscrit dans un contexte global où l'IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) se met en place à l'échelle internationale (chapitre 1) et où l'Europe joue un rôle d'impulsion et de coordination à travers le programme Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Le projet d'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques s'inscrit donc à la charnière d'une démarche nationale, étroitement articulée aux espaces internationaux par le biais de l'Europe, mais qui joue également un rôle d'animation et de mise en réseau d'expériences pilotes d'évaluation des services écosystémiques conduites localement par une diversité d'interlocuteurs comme des parcs nationaux, régionaux, des collectivités locales (régions, départements, communes), des organisations non gouvernementales, etc. Le projet d'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques poursuit le double enjeu d'une coordination des politiques de la biodiversité, mais aussi de la quantification des services écosystémiques dans une perspective de comptabilité environnementale.

Du côté de la recherche, la diffusion de la notion de service écosystémique se fait grâce à des animations scientifiques et à la structuration d'appels à projets orientant les travaux des chercheurs sur ces problématiques. Du côté de l'Agence nationale de la recherche, les appels Systerra et Agrobiosphère ont stimulé la conception et la réalisation de dizaines de projet de recherche intégrant, et parfois questionnant, cette notion. L'Alliance nationale de recherche pour l'environnement, à travers son groupe de travail biodiversité, a également animé un séminaire (en novembre 2012) sur une analyse critique des concepts associés aux valeurs de la biodiversité et au cadre conceptuel des services écosystémiques. Rassemblant une cinquantaine de chercheurs de différents organismes de recherche français, cette initiative a donné lieu à la publication récente d'un ouvrage (Geijzendorffer *et al.*, à paraître).

Du côté de la recherche agronomique française, l'Inra a lancé en 2014 un programme interne transversal sur les services rendus par les écosystèmes (métaprogramme EcoServ) dont l'ambition est d'impulser de nouvelles initiatives de recherche autour des agro-écosystèmes sous l'angle des services qu'ils peuvent rendre. Les orientations de ce programme sont axées sur la question de la quantification, de l'évaluation et de la localisation des services. Il vise également à proposer des politiques publiques prenant mieux en compte la diversité des services attendus de l'agriculture.

Ces différentes initiatives confirment la diffusion de la notion de service écosystémique bien au-delà des cercles scientifiques de la biodiversité et de

l'économie de l'environnement où elle est apparue. Cette diffusion s'accompagne d'une institutionnalisation progressive par le biais d'institutions et de programmes de recherches. La notion de service écosystémique entraîne également une relecture partielle de certains dispositifs d'action publique qu'elle contribue à requalifier dans certains cas.

Quel rôle pour les dispositifs d'action publique territorialisés ?

Si la question de la rémunération des services écosystémiques fournis par l'agriculture est débattue aux niveaux européen et national, elle n'est pas absente d'autres lieux de décision. Certaines formes de l'action publique actuelle (partenariat, négociation, contractualisation) impliquant des acteurs multiples peuvent être considérées comme des facteurs ayant augmenté la taille de la fenêtre d'opportunité facilitant la diffusion de la notion de service écosystémique en France.

Ainsi, les dispositifs d'action publique territorialisés, configurations d'acteurs caractérisés par des arrangements (Massardier, 2004), sont des lieux importants pour la prise en compte négociée et contractualisée des questions de durabilité, de conservation et de biodiversité à l'échelle des territoires. Des dispositifs partenariaux, tels que les Chartes des parcs naturels régionaux ou des parcs nationaux, les Agendas 21, voire les Chartes de pays ou d'intercommunalité, ont parfois contribué à favoriser l'introduction de la notion de service écosystémique dans les débats et les politiques à l'échelle d'un territoire infranational, du fait de leur souplesse, des négociations qu'ils supposent et des adaptations au territoire qu'ils nécessitent. Les acteurs institutionnels impliqués dans ces dispositifs peuvent être porteurs d'un discours utilisant cette notion. Par exemple, en février 2011, la Fédération des parcs naturels régionaux a adressé au Commissaire européen à l'agriculture des propositions relatives à la réforme de la politique agricole commune dans un document intitulé : « L'approche territoriale, vecteur d'un développement agricole durable ». Ce document mentionne explicitement la notion de service environnemental, alors qu'un entretien auprès de la Fédération, en 2010, avait montré que celle-ci ne s'était pas encore saisie de la notion. L'évolution a donc été très rapide.

D'autre part, les mesures agro-environnementales territorialisées ont contribué à renforcer à partir de 2009 le rôle des acteurs institutionnels porteurs de projets pour des territoires durables dans l'élaboration et la mise en œuvre de ces dispositifs contractuels. Une étude réalisée sur la mise en œuvre des mesures agro-environnementales territorialisées en Auvergne a montré que, si la notion de service écosystémique n'était pas encore explicitement mobilisée à cette échelle territoriale, le rôle d'opérateur agro-environnemental assumé par certaines collectivités territoriales (en particulier dans les cas des mesures agro-environnementales territorialisées dédiées à

la mise en œuvre de la directive-cadre sur l'eau) apparaissait susceptible d'en favoriser la diffusion à l'échelle locale et d'en renforcer l'acceptabilité sociale par une partie du monde agricole (Caron, Jeanneaux et Noulin, 2011) (chapitre 9). La mise en œuvre de la trame verte et bleue – réseau écologique introduit par le Grenelle de l'environnement –, qui traduit un changement des stratégies territoriales de conservation de la biodiversité en visant à une intégration de ces enjeux dans la planification de l'ensemble du territoire, constitue une autre fenêtre d'opportunité à l'échelle locale. L'identification des continuités écologiques et l'élaboration des modalités de leur gestion en partenariat avec les gestionnaires des espaces concernés, en particulier les agriculteurs, visent en effet explicitement à garantir le maintien des services rendus par la biodiversité, comme le souligne la Stratégie nationale de biodiversité 2011-2020. Les mesures agro-environnementales territorialisées sont identifiées comme des dispositifs contractuels mobilisables pour inciter à la mise en œuvre de pratiques agricoles nécessaires au maintien ou à la restauration de la fonctionnalité des trames verte et bleue Cependant à l'heure actuelle, ces mesures n'ont pas pour autant encore été requalifiées en termes de PSE.

Ces dispositifs partenariaux au niveau des territoires ne sont pas uniquement publics. Le développement croissant des partenariats public-privé en matière d'action publique et la perméabilité des frontières entre les deux ont ainsi favorisé des actions qui sont actuellement requalifiées en termes de PSE et auxquelles il est fréquemment fait référence. L'accord conclu à partir de 1992 entre la firme Vittel-Perrier et des agriculteurs du sud des Vosges, étudié par une large littérature suite aux investigations de l'Inra (Deffontaines et Brossier, 1997), en constitue un exemple emblématique.

DÉBATS ET COMPÉTITION POLITIQUE À PROPOS DES SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Le contexte politique français a amené la notion de service écosystémique à prendre place dans les débats sur l'environnement, dans la foulée de l'arrivée au pouvoir de Nicolas Sarkozy en 2007. Le contexte européen a accentué cette première tendance en facilitant la diffusion de la notion dans les débats politiques du secteur agricole en particulier.

La durabilité comme promesse électorale en 2007

« Toutes les décisions publiques [seront] arbitrées dans le futur en intégrant leur coût pour la biodiversité » indiquait Nicolas Sarkozy dans son discours du 25 octobre 2007 sur le Grenelle de l'environnement. Cet extrait de discours montre que la question de la monétarisation de la nature fait partie du débat politique. Il est probable que cet état de fait a été propice à la diffusion de la notion de service écosystémique.

La structuration de l'offre politique lors de la campagne électorale pour la présidentielle de 2007, la prise de parole de certaines personnalités médiatiques sur la question environnementale (notamment Nicolas Hulot), ainsi qu'une stratégie propre au candidat Nicolas Sarkozy ont conduit ce dernier à afficher un certain nombre de promesses électorales concernant la durabilité, en faisant notamment référence à la croissance verte. L'une d'entre elles, le Grenelle de l'environnement, a sans doute contribué à l'ouverture d'une fenêtre pour les services écosystémiques, en mettant sur le devant de la scène les problématiques environnementales et la question de l'évaluation monétaire des coûts induits par la dégradation de certaines fonctions écosystémiques et l'érosion de la biodiversité.

Au-delà de sa traduction législative[75], du Grenelle de l'environnement découlent plusieurs dispositifs, rapports et événements qui ont favorisé l'émergence de la notion de service écosystémique : de façon non exhaustive, les Assises de l'agriculture (2007-2008) et de la forêt (2007), les plans Écophyto 2018 et Agrobio 2012, ou encore le rapport Chevassus-au-Louis pour le Centre d'analyse stratégique (Chevassus-Au-Louis, Salles et Pujol, 2009).

Le projet de loi sur la biodiversité, présentée comme un approfondissement et une continuité par rapport aux dispositifs législatifs antérieurs (dont le Grenelle) a été initié au début de l'année 2014, celui-ci est actuellement en révision au Sénat[76]. Dans l'exposé des motifs du projet de loi en mars 2014, le ministre Philippe Martin écrit[77] (p. 3) :

> « La biodiversité est aussi une force économique pour la France. D'une part, elle assure des services qui contribuent aux activités humaines, dit services écosystémiques. Si l'évaluation complète des services rendus et donc le coût de leur disparition ne sont pas encore connus, plusieurs études ont montré l'importance de la biodiversité en tant que capital économique extrêmement important ».

Si la notion apparaît clairement dans le discours présentant le projet, elle est relativement absente du contenu du projet de loi. Quelques articles comportent néanmoins des références explicites : dans les articles 1 et 2 modifiant l'article L. 110-1 du code de l'environnement relatif au patrimoine commun de la nation et aux principes généraux, il est ainsi indiqué que « les

75. Loi n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (*Journal officiel* du 5 août 2009) dite Grenelle I ; loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (*Journal officiel* du 13 juillet 2010) dite Grenelle II.

76. Le calendrier électoral français a été modifié par les différentes lois concernant les collectivités territoriales, l'actualité de novembre 2015 rend très incertaine l'échéance pour le vote définitif de cette loi. Les éléments de contenu mentionnés ici sont donc ceux du projet et non du texte définitif.

77. Assemblée nationale, 2014. Projet de loi relatif à la biodiversité, n°1847, http://www.senat.fr/dossier-legislatif/pjl14-359.html

processus biologiques, les sols et la géodiversité concourent à la constitution de ce patrimoine commun. Leur connaissance, leur protection, leur mise en valeur, leur restauration, leur remise en état, leur gestion, la préservation de leur capacité à évoluer et la sauvegarde des services qu'ils fournissent sont d'intérêt général et concourent à l'objectif de développement durable ». Le projet de loi mentionne également les services écosystémiques au chapitre des compensations en indiquant la nécessité « d'éviter les atteintes à la biodiversité et aux services qu'elle fournit ; à défaut, d'en réduire la portée ; enfin, en dernier lieu, de compenser les atteintes qui n'ont pu être évitées et réduites, en tenant compte des espèces, des habitats naturels et des fonctions écologiques affectées ».

Enfin, l'article 9 du projet (nouvel art. L. 131-8 c. env) procède à la création d'un établissement public de l'État dénommé Agence française pour la biodiversité qui contribue notamment à « la préservation, à la gestion et à la restauration de la biodiversité ; au développement des connaissances, ressources, usages et services écosystémiques attachés à la biodiversité ». Ces derniers éléments vont bien dans le sens d'une institutionnalisation maintenant bien avancée de la notion de service écosystémique.

Une demande sociale forte, ou comment surfer sur la vague verte

Les élections européennes de 2009 et les scores de la liste Europe Écologie, s'ils n'ont pas eu d'effet direct sur la question des services écosystémiques, ont rendu visible une demande politique claire, ce que Keeler nomme un phénomène de mandat (Keeler, 1993). Forte du résultat électoral, cette demande a été intégrée par les partis politiques dans leurs réflexions pour la préparation des campagnes électorales suivantes.

Plus largement, le résultat des élections européennes de 2009 a accentué la visibilité d'une demande sociale forte pour une agriculture plus respectueuse de l'environnement, demande déjà perçue par le monde agricole (méfiance vis-à-vis des produits et des pratiques agricoles, engouement croissant pour les produits biologiques). Cette demande sociale a fortement facilité la justification d'un accompagnement financier des agriculteurs dans leurs démarches de préservation de l'environnement (fourniture de services écosystémiques) alors que la critique du système de financement de l'agriculture par la politique agricole commune était largement partagée.

Enfin, l'émergence de la notion de service écosystémique encourage la participation de nouveaux acteurs aux débats sur la politique agricole commune, et notamment des organisations non gouvernementales environnementales qui jouent un rôle de passeurs. Ainsi, le groupe Politique agricole commune 2013 regroupe des organisations françaises préoccupées par les questions de l'environnement, de la solidarité internationale et du développement durable, et également des organisations agricoles. Il se veut force de

propositions. Impliqué dans les discussions européennes, le groupe participe à la structuration d'un réseau d'organisations de la société civile en Europe sur l'avenir de la politique agricole commune. C'est dans ce cadre par exemple que l'association France nature environnement s'engage pour une suppression des aides uniquement liées à la production et pour un paiement des services rendus par l'agriculture au-delà du coût de compensation des surcoûts environnementaux. Les organisations non gouvernementales environnementales tentent plus généralement de redéfinir la manière de poser le problème (Borraz et Salomon, 2003) et, comme le ministère de l'Écologie, semblent plaider pour une réorientation des aides de la politique agricole vers la rémunération des services écosystémiques (avec les limites évoquées précédemment). Les organisations non gouvernementales environnementales et le ministère de l'Écologie utilisent et jouent sur la distinction entre services environnementaux rendus par les agriculteurs et services écosystémiques. Cette distinction recouvre globalement le clivage entre les mondes agricole et de l'environnement/de l'entreprise au sens large.

Si, comme nous l'avons vu, il existe des facteurs nationaux (des acteurs intermédiaires ou des éléments contribuant à l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité), l'Union européenne a également joué un rôle moteur dans l'intégration de la notion de service écosystémique en France. Dans le cadre des controverses liées à la réforme de la politique agricole commune entre 2010 et 2013 sur le bien-fondé de la rémunération des biens publics, cette notion a également permis de renouveler partiellement les lectures des politiques agro-environnementales. En 2011, la Commission européenne a également lancé un programme volontaire pour la Biodiversité, les écosystèmes et les services écosystémiques dans les territoires d'outre-mer européens, qui a été suivi, entre 2012 et 2015, par le programme Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services dont l'objectif est d'accompagner les États membres pour cartographier et évaluer l'état des écosystèmes et des services qu'ils fournissent sur leurs territoires nationaux.

La notion de service écosystémique est ainsi devenue une norme ou au moins une référence incontournable des politiques de conservation en France et à l'échelle européenne. Toutefois en France (comme dans les autres pays de l'Union européenne), elle n'aboutit pas à la multiplication des mécanismes de PSE, ni à la mise en place d'un marché des services écosystémiques. Seul un « nouvel » instrument d'action publique a émergé dans la foulée du MEA : la banque d'actifs naturels Caisse des dépôts et consignations biodiversité créée en 2008 en vue de mettre en place « un dispositif d'offre de compensation » en proposant à des aménageurs d'acheter des actifs afin de compenser les destructions engendrées par leur projet (autoroutes, zone commerciale, etc.). Ce dispositif a semble-t-il bénéficié de l'intérêt pour l'évaluation économique et monétaire des services écosystémiques et plus largement d'un engouement international pour la compensation.

Un autre dispositif plus récent peut également être lié plus ou moins directement aux travaux du MEA et à la notion de service écosystémique. Il s'agit d'une opération d'offre de mesures compensatoires écologiques proposée par le département des Yvelines. Ce service « clé en main » s'adresse aux porteurs de projets publics et privés devant compenser les impacts de leurs aménagements sur les milieux naturels : « il s'inscrit dans l'objectif de maîtriser l'empreinte écologique des projets dès leur conception (…) d'accompagner et de soutenir les maîtres d'ouvrage impliqués dans une démarche d'évitement, de réduction et de compensation des impacts sur les milieux naturels »[78]. En phase d'avant-projet, le département propose aux maîtres d'ouvrage un accompagnement destiné à améliorer les étapes d'évitement et de réduction des impacts des aménagements afin de leur permettre de limiter leur empreinte écologique et de réduire les coûts de compensation ultérieurs. Lorsque des mesures compensatoires s'avèrent tout de même nécessaires, le département propose aux porteurs de projets de réaliser ces mesures à leur compte au travers d'une démarche planifiée et anticipée appelée « offre de compensation ». Cette opération d'offre de compensation s'inscrit dans le cadre d'une expérimentation nationale pilotée par le ministère du Développement durable en lien avec le Conseil national de la protection de la nature[79].

Ces initiatives liées à la compensation écologiques ne sont pas à proprement parler des conséquences directes de la diffusion de la notion de service écosystémique car elles lui préexistaient. Par contre, on voit bien comment l'institutionnalisation de la notion vient refaçonner ces instruments, notamment dans leurs dimensions évaluatives et sur les montants de la compensation.

CONCLUSION

La notion de service écosystémique a donc connu une émergence assez tardive en France, par rapport à d'autres contextes nationaux. Néanmoins, l'implication de certains acteurs (les organisations non gouvernementales notamment) pour lesquels cette notion ouvrait l'accès à de nouvelles perspectives, un contexte politique et institutionnel favorable à l'ouverture d'une fenêtre d'opportunité ont permis son institutionnalisation progressive. L'intégration de la notion de service écosystémique dans différents textes et différents projets de loi récents témoigne de son caractère incontournable comme référence pour l'action.

78. Cf. https://www.yvelines.fr/cadre-de-vie/environnement/offre-departementale-de-mesures-compensatoires-ecologiques/
79. Le projet de loi sur la biodiversité institutionnalise cette possibilité dans son article 33.

Néanmoins, ceci n'a pas abouti, comme dans d'autres contextes, à la multiplication des mécanismes de PSE. Les mécanismes comme les mesures agro-environnementales ou toutes les mesures concernant la compensation (qui connaissent une importance accrue dans les textes les plus récents portant sur la réforme des études d'impact ou l'institutionnalisation de mécanismes de compensation dans le projet de loi biodiversité) semblent les traductions les plus importantes de cette notion dans les textes français. Le suivi du traitement de cette notion et des dispositifs qui seront éventuellement conçus par la future Agence française pour la biodiversité, à laquelle cette mission est explicitement confiée dans le projet de loi, pourrait contribuer à apporter un éclairage sur le parcours de la notion de service écosystémique dans le contexte français.

7

LA DIFFUSION DE LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE AU COSTA RICA, EN FRANCE, À MADAGASCAR, AU BRÉSIL ET AU CAMBODGE

Marie Hrabanski, Jean-François Le Coq, Philippe Méral, Colas Chervier, Ludivine Eloy, Émilie Coudel

Depuis le Millennium Ecosystem Assessment (MEA), la notion de service écosystémique s'est peu à peu imposée comme norme dans les discours internationaux et contribue à relégitimer des dispositifs existants et à légitimer de nouveaux instruments d'action publique tels que les PSE (Wunder, 2005), aussi bien dans les pays du Nord que dans les pays du Sud (Hrabanski *et al.*, 2013). Les services écosystémiques et les instruments de politiques qui s'en réclament, à savoir les PSE, représentent aujourd'hui de nouveaux modèles mis en avant dans la façon de penser les politiques de conservation de la nature à l'échelle globale. Notre chapitre vise toutefois à souligner que les normes et les instruments de politiques promus à l'échelle internationale ne sont ni diffusés, ni appropriés de façon homogène dans les espaces nationaux. Notre analyse repose sur la comparaison des logiques de diffusion et d'appropriation dans cinq pays. L'analyse débute par le Costa Rica, pays pionnier dans lequel les premiers programmes de PSE sont apparus. L'expérience costaricienne a ensuite été largement médiatisée à l'échelle internationale puis diffusée à la fois dans des pays en développement et dans des pays développés. Nous étudierions dès lors les modalités de diffusion et d'appropriation de la notion de service écosystémique et de PSE dans un pays développé, la France, dans deux pays en développement qui dépendent du régime de l'aide internationale, Madagascar et le Cambodge, et enfin dans un pays émergent qui affirme sa propre position, le Brésil. Nous montrerons notamment que les modalités de diffusion diffèrent d'un

pays à l'autre, et que les normes et les instruments de politique promus à l'échelle internationale sont largement adaptés aux contextes nationaux et révèlent dès lors des modalités d'appropriation distinctes.

Autrement dit, l'analyse par pays est structurée autour de deux axes : l'analyse des modalités de diffusion des normes internationales et l'analyse des logiques d'appropriation de celles-ci, c'est-à-dire la façon dont les normes sont adaptées dans les politiques nationales. Pour ce, on s'appuiera sur le cadre théorique proposé par Bernstein et Cashore (2012). Ces derniers identifient au moins quatre modalités (*pathway*s) d'influence des politiques internationales sur les processus politiques locaux. La première modalité concerne les règles internationales et renvoie à des accords spécifiques ou à des prescriptions véhiculées par des organisations internationales souvent puissantes. Pour cette modalité, les règles et leur reconnaissance créent une pression pour la conformité et parfois des obligations légales, comme c'est par exemple le cas dans le cadre des accords de l'Organisation mondiale du commerce. La deuxième modalité d'influence consiste à intégrer de nouvelles normes et des références de politiques publiques inédites dans les discours de politique générale et les politiques publiques, qui modifient par conséquent le cadrage cognitif des problèmes publics. La troisième modalité est la création de nouveaux marchés ou l'intervention sur les marchés, comme les campagnes de boycott, les créations de certifications socio-environnementales et le financement direct de projets. Enfin, la quatrième modalité est l'accès direct au processus politique local qui consiste en une intervention d'acteurs issus des sphères internationales ou d'autre pays dans le processus national de fabrication des politiques.

Pour Berstein et Cashore, si une des modalités est souvent dominante, l'influence sur les processus politiques locaux résulte d'une combinaison de ces quatre modalités. En outre, cette démarche invite à prendre également en compte le rôle des acteurs qui participent à la circulation des normes dans les espaces nationaux étudiés, et notamment les *think tanks*, les organisations non gouvernementales, les organisations internationales, les entreprises privées, etc. Ces différents « entrepreneurs de politiques publiques » (King, 1991) peuvent en effet avoir un rôle actif dans la circulation et l'intégration des normes dans les espaces nationaux (Dezalay et Garth, 2002). Enfin, l'analyse de la diffusion des services écosystémiques et de ses instruments invite également à étudier la façon dont les normes et les instruments sont adaptés ou encore combinés avec d'autres à l'échelle nationale, selon l'historicité des politiques publiques et des capacités politiques des États. Migdal estime en effet que les capacités politiques, financières, administratives des États permettent de distinguer des États dits forts et des États dits faibles (Migdal, 1988). Si ce clivage est largement critiquable (Camau et Massardier, 2009), il permet toutefois de souligner, dans notre étude comparative, que certains États ont plus de capacité étatique ou gouvernementale et d'autonomie que d'autres. Ceci invite par conséquent à étudier les logiques

d'appropriation spécifiques de la notion dans les politiques nationales. C'est en s'inspirant du cadre proposé par Bernstein et Cashore sur les modalités de diffusion des normes et des instruments, et en le complétant avec d'autres variables telles que les conditions d'émergence de la notion, les modalités d'appropriation, le développement du pays, les capacités de l'État et le type d'acteurs impliqués dans le transfert qu'il est possible de présenter les modalités d'influence et les modalités d'appropriation pour les cinq pays analysés. Le tableau 7.1 synthétise ainsi les caractéristiques des pays et les processus de diffusion et d'appropriation de la notion de service écosystémique et des instruments de type PSE.

Après avoir présenté brièvement les principales caractéristiques des processus de diffusion de la notion dans chacun des espaces nationaux (Costa Rica, France, Madagascar, Cambodge et Brésil), le chapitre dégage quelques pistes de réflexion sur les facteurs influant ces différents processus et leurs conséquences en termes d'évolution des politiques et des instruments de l'action publique.

LE COSTA RICA, UN PAYS DIFFUSEUR DE NORMES ET D'INSTRUMENTS

L'expérience costaricienne a bénéficié d'un contexte politique international et national particulièrement favorable à l'émergence d'un programme national de PSE (chapitre 4). Alors même que d'autres types de PSE existent déjà à la fin des années 2000 (l'exemple de Vittel en France ou encore des Catskills aux États-Unis), c'est l'expérience des PSE costariciens qui va être largement médiatisée à l'échelle internationale et dans de multiples espaces nationaux. Celle-ci présente l'avantage de répondre aux enjeux de conservation de la biodiversité, d'avoir en outre été mise en place dans un pays du Sud et d'être un programme d'ampleur nationale. De fait, de nombreuses initiatives vont s'en inspirer. À la différence des quatre autres pays étudiés, le Costa Rica est par conséquent un pays diffuseur de normes. Ensuite, malgré les origines distinctes des services écosystémiques et des PSE, ces deux dynamiques vont converger et se renforcer mutuellement au moment de la publication du rapport du Millennium Ecosystem Assessment en 2005 (Pesche *et al.*, 2013).

Dès la fin des années 1960, la question de la déforestation au Costa Rica commence à devenir problématique et à apparaître dans les discussions publiques. En 1994-1995, les premières études visant à valoriser les services environnementaux sont mises en œuvre. Et, dès 1995, des « certificats pour la protection de la forêt » sont créés afin d'éviter la déforestation en finançant les propriétaires pour qu'ils conservent les forêts existantes. Ce nouvel instrument marque l'émergence d'une nouvelle modalité d'action publique pour lutter contre la réduction du couvert forestier, qui consistait jusque-là à financer la reforestation ou la gestion raisonnée des forêts. Il témoigne

Tableau 7.1. Caractéristiques des pays et des processus de diffusion/appropriation de la notion de service écosystémique et des instruments de paiements pour services environnementaux.

	Costa Rica	France
Développement du pays (selon l'Indice de développement humain, PNUD)	Pays émergent (indice de développement humain élevé)	Pays développé (indice de développement humain très élevé)
Capacité (forte ou faible) de l'État à promouvoir ou à mettre en œuvre par lui-même des dispositifs ou des politiques basés sur les services écosystémiques	État fort État pionnier sur l'environnement et la conservation	État fort, intégré à l'Union européenne
Émergence de la notion de service écosystémique dans l'espace national et forme d'appropriation	Pays diffuseur 1994 : premières études 1997 : usage pionnier de la notion de service écosystémique pour développer un programme national de PSE	Pays récepteur 2009 : publications sur le thème des services écosystémiques Succès de l'évaluation économique et monétaire des services écosystémiques Intégration comme référentiel dans les lois et les politiques environnementales Pas d'instrument spécifique de type PSE
Acteurs	Forestiers Fonafifo Gouvernement	Ministère Organisations non gouvernementales et scientifiques Union européenne
Modalités de diffusion des normes	Pays diffuseur	Pays récepteur : Diffusion par les discours (modalité 2)

	Madagascar	Cambodge	Brésil
	Pays en développement (indice de développement humain faible)	Pays en développement (indice de développement humain bas)	Pays émergent (indice de développement humain élevé)
	État faible Dépendant du régime de l'aide internationale	État faible Dépendant du régime de l'aide internationale	État fédéral fort
	Pays récepteur 2003 : premières études 2005 : PSE pilotes Projets de PSE carbone et écosystème forestier, PSE eau	Pays récepteur 2000 : premières études, 2003 : PSE pilotes Projet PSE eau, biodiversité et forestier	Pays récepteur Début des années 2000 : PSE eau, agro-environnementaux et forestiers (en tension)
	Organisations non gouvernementales de conservation internationale Secteur privé Bailleurs internationaux	Organisations non gouvernementales de conservation internationale Secteur privé Bailleurs internationaux	Organisations non gouvernementales nationales, États (principalement Amazonas et São Paulo) Gouvernement État fédéral
	Pays récepteur : Diffusion par les discours (modalité 2), mais surtout par un accès direct au marché (modalité 3) et aux processus politiques (modalité 4), par le biais des acteurs internationaux	Pays récepteur : Diffusion par les discours (modalité 2), mais surtout par un accès direct au marché (modalité 3) et aux processus politiques (modalité 4), par le biais des acteurs internationaux	Pays récepteur : Diffusion par les discours (modalité 2), un accès direct au processus (modalité 3), mais approprié par les acteurs locaux et nationaux

d'une évolution des idées au tournant des années 1990, dans le contexte plus large de la mise en place d'accords et de politiques internationales dans le domaine de l'environnement (Le Prestre, 2005 ; Meyer, 1997). Pour la première fois, la forêt n'est plus seulement conçue comme pourvoyeuse de matières premières (le bois), mais également comme un écosystème pourvoyeur d'autres bénéfices. Ainsi, au début des années 1990, la question de la déforestation est progressivement associée à des enjeux environnementaux plus globaux, et c'est dans ce contexte que de nouvelles formes d'intervention publique sont expérimentées, et que la quatrième loi forestière jette les bases du mécanisme de PSE au Costa Rica. Comme l'ont montré Le Coq *et al.* (2012), l'idée de ce mécanisme paraît particulièrement pertinente au Costa Rica, car elle s'adosse à un nouveau registre de justification et de légitimation de l'appui au secteur forestier, en passant d'une logique de soutien public à une rhétorique d'instrument de marché.

L'expérience du programme de PSE costaricien va être largement diffusée dans de nombreux pays du Nord et du Sud par plusieurs types de canaux. En mobilisant l'expérience du Costa Rica, des organisations non gouvernementales internationales comme Conservation International ou World Wide Fund for Nature ont promu les PSE dans la région centraméricaine et plus largement en Amérique latine, ainsi que dans les instances internationales. Par exemple, depuis 2005, Conservation International fait la promotion de projets locaux de PSE au Guatemala, et World Wide Fund for Nature promeut les PSE pour contribuer à maintenir les ressources en eau dans des projets sur plusieurs pays (Guatemala, Pérou et Indonésie). Si ces organisations non gouvernementales internationales ont promu ces mécanismes dans différents pays, le Costa Rica n'est plus une priorité pour l'intervention de ces organisations non gouvernementales. Mais étant donné sa nature pionnière et son expérience en termes de mise en œuvre de PSE, le Costa Rica est considéré comme un laboratoire pour tester de nouvelles formes d'actions. Ainsi, en 2011, Conservation International a négocié un accord pour soutenir la mise en place d'un fonds national pour la biodiversité en charge de financer les PSE dans des zones à enjeux de biodiversité remarquables, comme la péninsule d'Osa, et permettre des contrats de longue durée. L'expérience du Costa Rica est également utilisée comme un symbole de programme de PSE réussi pour tirer des leçons en termes d'institutionnalisation et de définition de politique. Ainsi, dans cette logique, Conservation International a recruté comme vice-président en charge des politiques de conservation un ancien ministre de l'Environnement du Costa Rica qui avait contribué au développement et au renforcement du programme de PSE du Costa Rica. Avec sa connaissance de ces questions, il contribue à la dissémination de l'expérience du Costa Rica dans les forums internationaux et dans les autres pays où Conservation International est présent.

Au-delà des organisations non gouvernementales internationales de conservation, l'exemple des PSE a été diffusé par le biais de la publication

d'articles et d'ouvrages académiques, et également par l'intermédiaire d'experts internationaux qui présentent et diffusent l'expérience *via* des organisations de coopération internationales telles que la Banque mondiale ou des agences de consultance internationales comme l'International Institute for Environment and Development. On peut donc retracer des canaux de diffusion Sud/Nord/Sud et même un canal de transmission Sud/Sud à travers des échanges directs entre les fonctionnaires des ministères de pays du Sud et les employés du Fonds national de financement forestier du Costa Rica, durant des visites d'étude ou encore grâce à des missions du personnel costaricien dans d'autres pays. Ce type d'échange a été particulièrement marquant dans le cas du Mexique et de l'Équateur dans la mesure où il a permis de contribuer à la définition de programmes nationaux de PSE.

LA FRANCE, UNE RÉPONSE PAR LES DISCOURS ET LES NORMES

En France, la notion de service écosystémique a été tardivement intégrée aux processus politiques dans les domaines de la biodiversité puis de l'agriculture (chapitre 6). Après la parution du Millennium Ecosystem Assessment en 2005 et l'engouement international autour des services écosystémiques, les ministères français tentent de rattraper la dynamique internationale. Le ministère de l'Écologie et du Développement durable[80] sollicite des experts scientifiques sur la notion de service écosystémique, laquelle avait été jusque-là absente du champ politique français. En 2007, ce ministère intègre cette approche dans la loi. Ainsi la notion de service rendu apparaît pour la première fois dans la partie introductive du chapitre consacré à la conservation de la biodiversité de la loi Grenelle I. C'est ensuite la notion de service écosystémique qui est explicitement introduite dans la nouvelle stratégie nationale de la biodiversité adoptée en 2011 et figure dans la loi du Grenelle I relative à la trame verte et bleue[81] et portant sur l'adoption des orientations nationales pour la préservation et la remise en état des continuités écologiques (Valette *et al.*, 2012). Au-delà de sa traduction législative, le processus dit « Grenelle de l'environnement » s'est accompagné de plusieurs dispositifs, rapports et événements qui ont favorisé l'émergence de la notion de service écosystémique : de façon non

80. Le ministère de l'Écologie et du développement durable a changé plusieurs fois d'appellations et de prérogatives entre 2005 et 2012. Depuis 2012, il se nomme le ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'énergie.
81. La trame verte et bleue consiste à construire un maillage entre des « réservoirs de biodiversité » afin de faciliter la circulation des espèces et limiter ainsi leur extinction. L'établissement de continuités écologiques entre des espaces fragmentés doit normalement favoriser le développement des espèces menacées. Le vert renvoie aux mises en connexions terrestres et le bleu à celles établies par voie aquatique.

exhaustive, on peut citer les Assises de l'agriculture (2007-2008) et de la forêt (2007), les plans Écophyto 2018 et Agrobio 2012, ou encore le rapport Chevassus-au-Louis pour le Centre d'analyse stratégique (Chevassus-au-Louis, Salles et Pujol, 2009).

Malgré cette rapide diffusion de la notion après 2009, aucun instrument de type PSE n'a émergé sur le territoire, comme on a pu le voir dans les autres pays analysés. Certains dispositifs ont toutefois été requalifiés de PSE, notamment l'expérience de Vittel au tournant des années 1990 (Perrot-Maître, 2006). La notion de service écosystémique a également permis de réinterroger d'anciens dispositifs tels que les mesures agro-environnementales sous l'angle des PSE (Valette *et al.*, 2012) (chapitre 9). La circulation de la notion de service écosystémique suit donc principalement la deuxième modalité identifiée par Bernstein et Cashore (diffusion par les discours). La norme va ensuite être appropriée par des acteurs multiples et participer ainsi au renouvellement du cadrage des politiques environnementales existantes, mais aussi alimenter les débats autour de la politique agricole commune avant 2013, notamment en ouvrant le débat sur la rémunération des biens publics.

Cela nous amène à souligner que la dynamique de diffusion de la notion de service écosystémique en France s'articule étroitement avec celle au niveau européen. En effet, l'Union européenne a indéniablement joué un rôle moteur dans l'intégration de la notion en France. L'étude conduite entre 2007 et 2010 au niveau européen sur le coût global de la dégradation de l'environnement (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) participe à la promotion de la notion de service écosystémique (TEEB, 2008). En 2011, la Commission européenne a lancé un programme volontaire pour la Biodiversité, les écosystèmes et les services écosystémiques dans les territoires d'outre-mer européens. Depuis 2012, le programme Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services facilite les échanges entre États membres pour la cartographie et l'évaluation des écosystèmes de tous les pays membres dans le cadre plus large du suivi de la stratégie biodiversité de l'Union européenne pour 2020. En effet, cette stratégie comprend une action spécifique (action 5) qui stipule que « les États membres, avec l'assistance de la Commission, vont cartographier et évaluer l'état des écosystèmes et de leurs services sur leurs territoires nationaux pour 2014, évaluer la valeur économique de ces services et promouvoir l'intégration de ces valeurs dans les systèmes de comptabilité nationale au niveau européen et national pour 2020 » (European Union, 2013). Après plusieurs études préalables depuis 2009, la France a mis en place une évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques depuis 2013, qui dialogue étroitement avec le projet Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Enfin, cette initiative française s'articule également avec la mise en place de l'IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) à l'échelle internationale depuis 2012 (chapitre 1).

Par ces articulations, on voit bien comment le processus de diffusion de la notion emprunte également la première modalité identifiée par Bernstein et Cashore, à savoir le rôle des règles internationales et des prescriptions des organisations internationales, principalement par le biais de l'Europe.

Si la notion de service écosystémique est devenue une référence incontournable des politiques de conservation de la biodiversité en France et à l'échelle européenne, elle n'a toutefois pas entraîné l'émergence de nouveaux dispositifs d'action publique, mais a plutôt contribué à en requalifier certains. On peut néanmoins signaler qu'un nouvel instrument d'action publique a émergé dans la foulée du MEA : la banque d'actifs naturels Caisse des dépôts et consignations-biodiversité créée en 2008 en vue de mettre en place « un dispositif d'offre de compensation » en proposant à des aménageurs d'acheter des actifs afin de compenser les destructions engendrées par leur projet (autoroutes, zone commerciale, etc.). Si ce dispositif a semble-t-il bénéficié de l'intérêt porté à l'évaluation économique et monétaire des services écosystémiques et, plus largement, d'un engouement international pour la compensation, c'est pour l'instant l'unique mécanisme nouveau créé en France qui puisse être lié, relativement indirectement, à la diffusion de la notion de service écosystémique.

D'une manière plus générale, l'institutionnalisation de la notion de service écosystémique en France vient refaçonner plusieurs instruments d'action publique, notamment sur la question de l'identification des composantes des écosystèmes pouvant faire l'objet d'une compensation, sur les dimensions évaluatives de ces compensations, mais également sur les dimensions liées à l'estimation des impacts environnementaux.

MADAGASCAR, LA PRÉPONDÉRANCE DES BAILLEURS INTERNATIONAUX

L'exemple de la diffusion de la notion de service écosystémique et de la mise en œuvre de programmes de PSE à Madagascar illustre deux autres types de diffusion proposés par Bernstein et Cashore (2012). Le cas malgache souligne le poids des bailleurs de fonds internationaux (organisations non gouvernementales internationales de conservation, agences d'aide au développement, etc.), ainsi que l'importance prise par les services écosystémiques dans les orientations politiques, et ce dans le but de renouveler le financement des politiques de conservation. Les formes d'intervention des bailleurs internationaux dans l'espace politique malgache se font, d'une part, en finançant directement ou indirectement des PSE et, d'autre part, en accédant directement aux processus politiques locaux (chapitre 5).

À la différence de la France, et dans une moindre mesure du Costa Rica, les ressources financières et politiques de l'État malgache, ainsi que sa capacité à concevoir et à mettre en œuvre des politiques environnementales

sont extrêmement limitées. De fait, les grandes organisations non gouvernementales environnementales internationales telles que Conservation International et le World Wide Fund for Nature ont une influence considérable sur les politiques de conservation (Andriamahefazafy, Méral et Rakotojaona, 2007 ; Duffy, 2008), et ont participé à la diffusion et à la mise en œuvre de la notion de service écosystémique et de PSE à Madagascar. Ainsi, si au départ les interlocuteurs locaux étaient plutôt réticents à l'idée de rémunérer les services écosystémiques, sous la pression des organisations non gouvernementales environnementales et des difficultés de financement des politiques de conservation, les agences nationales et l'État ont finalement accepté de développer des programmes de PSE de la biodiversité, notamment dans le secteur de l'eau lié aux ressources forestières.

L'influence des grandes organisations non gouvernementales environnementales s'inscrit dans une longue tradition de collaborations avec les universités étrangères (européennes et nord-américaines), le département environnement de la Banque mondiale et l'United States Agency for International Development. C'est ainsi qu'au début des années 2000, une série de dix études d'évaluation des biens et des services écosystémiques est financée par l'United States Agency for International Development, d'une part pour montrer de nouvelles opportunités de financement et d'autre part pour développer de nouveaux raisonnements, comme le consentement à payer pour service rendu et à être payé pour des changements de pratiques.

À la même époque, des fonctionnaires malgaches effectuent des missions en Amérique latine où la notion de service écosystémique est déjà bien implantée et permet de financer en partie la conservation des forêts. Chargés de planifier la pérennisation financière du plan d'actions environnementales, ces administrateurs s'inspirent ainsi d'exemples d'autres pays, et importent dans leurs objectifs la mise en place de « paiement pour services écologiques/environnementaux » (Andriamahefazafy *et al.*, 2012).

L'influence directe sur les processus politiques se retrouve également dans la littérature des grands bailleurs qui oriente les décisions politiques. Par exemple, l'étude de Carret et Loyer (2003) est à l'origine de l'annonce du triplement de la surface des aires protégées faite par le président de la République malgache lors du IVe Congrès mondial des parcs à Durban en 2003 (Goedefroit, 2006). Dans cette étude, les auteurs soulignent la rentabilité de la création des aires protégées, qui produiraient des revenus grâce au tourisme, aux intérêts des fondations pour les aires protégées et la biodiversité, et aux opportunités liées à la mise en place des mécanismes de rémunération des services de l'eau fournis par la forêt aux usagers. Il est également estimé que les services hydrologiques pourraient couvrir un tiers du budget nécessaire à la gestion des aires protégées. Convaincue par ces arguments économiques, l'administration malgache et les organisations non

gouvernementales vont consacrer les années suivant cette déclaration à la création de nombreuses aires protégées qui représentent aujourd'hui plus de 10 % du territoire national. Tout en évoquant les PSE qu'ils considèrent comme peu applicables dans ce pays, Carret et Loyer (2003) privilégient l'aide publique au développement comme modalité de financement des services écosystémiques fournis par les aires protégées.

Au-delà de cette étude, à partir de 2003, les notions de fonctions des aires protégées et de service écosystémique sont de plus en plus utilisées par les gestionnaires d'aires protégées et de corridors, dans leur communication avec les populations riveraines et leurs représentants politiques. La période de réflexion et d'introduction de la notion de service écosystémique débouche ensuite, à partir de 2005, sur une phase de mise en pratique qui se traduit en premier lieu par des activités liées à la séquestration de carbone, puis aux services hydrologiques et à la conservation de la biodiversité. Plus précisément, les activités liées à la captation de carbone débutent avec le développement du projet de vente de crédit de carbone à Makira avec Conservation International, puis Wildlife Conservation Society. Par la suite, en 2004, le ministère de l'Environnement, l'Association nationale pour la gestion des aires protégées et Conservation International font une demande de financement auprès du Fonds BioCarbone de la Banque mondiale en vue de l'achat de réduction d'émissions dans le projet de restauration et conservation du corridor forestier Maromiza/Mantadia/Zahamena. Apparaissent enfin différents projets pilote de Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD), ainsi que des dispositifs dans le domaine de l'eau et de la biodiversité (dont Durrell Wildlife Conservation Trust et les concours de biodiversité, Conservation International avec les « contrats de conservation ») (Randrianarison, 2010). Actuellement, ces dispositifs présentent un niveau d'avancement assez différent. Certains sont au stade de la mise en œuvre du paiement, d'autres ne sont qu'à l'étape de conception ou de recherche méthodologique.

CAMBODGE, UNE DIFFUSION RÉCENTE

Les modalités de diffusion des normes internationales au Cambodge s'apparentent au cas malgache, même si les raisons diffèrent quelque peu : si l'adoption des normes internationales telles que les Objectifs du millénaire ou les plans et les stratégies de croissance verte issues du processus de Rio+20 deviennent des références politiques mobilisées dans les discours politiques, le processus de diffusion repose principalement sur un accès direct au marché et aux processus politiques locaux (troisième et quatrième modalités proposées par Bernstein et Cashore). Toutefois, il est reconnu que les politiques publiques au Cambodge sont la plupart du temps confrontées (et

donc limitées) à un système politique néo-patrimonial[82] (Turner, 2013). De fait, l'action publique est souvent le fait d'un réseau d'acteurs, de personnes influentes, qui agissent de manière plus efficace que les structures formelles auxquelles se réfèrent les bailleurs de fonds et les organisations non gouvernementales. Ainsi, dans bien des cas, la diffusion des normes internationales se réalise de fait par le biais des marchés (écocertification, marché du carbone).

La diffusion de la notion de service écosystémique au Cambodge s'est opérée par trois canaux : la production scientifique et technique (deuxième modalité), la mise en place de PSE dans les aires protégées (troisième modalité) et l'élaboration de stratégies nationales (deuxième modalité) (Chervier, Déprès et Neang, 2012). Premièrement, à partir des années 2000, plusieurs études d'évaluation monétaire des écosystèmes des zones forestières et côtières ont été conduites et prennent en compte, au-delà des valeurs d'usage direct de ces écosystèmes, leurs valeurs indirectes associées au stockage du carbone, à la protection des bassins versants, à la biodiversité, à la qualité de l'eau ou au tourisme. Tout comme à Madagascar, ces études sont réalisées par des étudiants cambodgiens bénéficiant de programmes de renforcement des capacités en économie de l'environnement financés par des bailleurs internationaux. Il s'agit en fait de la partie émergée de collaborations plus vastes entre des bailleurs de fonds, des organisations non gouvernementales de conservation et des organismes de recherche nationaux et internationaux. Si, au départ, la portée opérationnelle de ces études n'était pas l'objectif attendu, elles sont devenues au fil des années des documents de référence. Ils sont souvent mentionnés à l'occasion de tables rondes ou d'ateliers de formation dans le processus de *lobbying* des organisations non gouvernementales visant à intégrer explicitement la notion de service écosystémique dans les documents de stratégies nationales (Kapos *et al.*, 2010). Plus récemment, grâce à l'expérimentation des PSE, le développement de la documentation scientifique et technique s'est accéléré. Réalisés dans le cadre de projets pilotes, ces thèses ou ces rapports ont été élaborés par de jeunes chercheurs étrangers en poste dans des organisations non gouvernementales de conservation et reliés à des centres de recherche internationaux très impliqués dans la diffusion de la notion de service écosystémique à l'échelle internationale (Clements *et al.*, 2010 ; Travers *et al.*, 2011).

Deuxièmement, à partir de 2003, des projets pilotes de PSE ont été mis en place ou initiés par des organisations non gouvernementales de conservation. Ces mécanismes de PSE sont très divers puisqu'ils regroupent à la fois des dispositifs qui se focalisent sur la conservation de la biodiversité (par exemple les accords de conservation mis en place par Conservation International), sur la protection de bassins versants, et également sur des

82. La notion de néo-patrimonialisme évoque le fait que les élites politiques et gouvernantes d'un pays confondent souvent et de manière marquée les intérêts publics de leurs intérêts privés. Cette notion côtoie souvent celle de clientélisme.

projets de mise en œuvre opérationnelle de mécanismes REDD (Milne et Chervier, 2014). Ces derniers mobilisent différents contributeurs (consommateurs urbains nationaux, touristes, organisations non gouvernementales de conservation elles-mêmes, concessionnaires de barrages, etc.) et s'apparentent de fait à des PSE. La plupart du temps (à l'exception justement des projets REDD d'envergure nationale), les PSE sont inclus dans les aires protégées. Compte tenu du fait que les aires protégées, bien que sous la responsabilité des ministères de tutelles (Environnement d'une part, Eaux et forêts d'autre part), sont fortement soutenues financièrement et techniquement par les organisations non gouvernementales, les PSE apparaissent comme des outils additionnels aux instruments plus classiques visant la production de réglementations et leur respect par les acteurs concernés (en anglais, des approches *command and control*). Ils élargissent la palette d'action des organisations non gouvernementales et sont vus sous un angle plutôt technique que politique. La dimension alternative, marchande, telle que décrite dans les débats internationaux n'est pas apparente dans les discussions au Cambodge. Au final, seuls quelques PSE sont référencés dans le pays au début des années 2010.

Troisièmement, à partir de 2009, et bien qu'il n'y ait pas encore de cadre légal dédié, la notion de PSE apparaît dans les stratégies gouvernementales. Ces paiements y sont présentés soit comme un mécanisme innovant de financement des politiques de gestion de la forêt ou de croissance verte (Green Growth Roadmap, programme forestier national), soit comme un mécanisme de redistribution de fonds pour la conservation (Cambodia REDD+ roadmap) tel que suggéré par le gouvernement et les bailleurs internationaux.

Comme à Madagascar, ces trois dynamiques révèlent le rôle prépondérant des organisations non gouvernementales internationales de conservation et des administrations publiques dans l'émergence des services écosystémiques/PSE.

En effet, la notion de service écosystémique a été introduite au Cambodge par les grandes organisations non gouvernementales de conservation, comme Wildlife Conservation Society ou Conservation International, qui voyaient dans ces notions à la fois un moyen de reconnecter certains acteurs (gouvernement, populations locales) avec la conservation de la nature, et de mobiliser des sources alternatives de financement grâce aux PSE. Les organisations non gouvernementales de conservation sont implantées de longue date au Cambodge et, grâce à leurs réseaux politiques à l'échelle locale et nationale, elles ont activement participé à la médiatisation et à la mise en œuvre opérationnelle de la notion de service écosystémique à différents niveaux. L'engagement des organisations non gouvernementales en faveur des services écosystémiques a émergé à la fois lors des phases de discussion autour de la mise en place de projets de PSE pilotes, et également par le financement de formations, d'assistance technique pour la définition des orientations stratégiques prises par le gouvernement, de séminaires sur le sujet etc.

Les organisations non gouvernementales de conservation ont ainsi la capacité de capter des fonds auprès des bailleurs internationaux grâce à des financements de projets de conservation et à leurs fonds propres. Le captage de ces fonds auprès des bailleurs contribue directement à la diffusion des idées de service écosystémique et de PSE dans la mesure où ils permettent de financer la mise en place de dispositifs concrets. En outre, les bailleurs participent indirectement à renforcer le poids de ces organisations non gouvernementales de conservation, ainsi que les normes et les instruments qu'elles souhaitent promouvoir. En effet, ces fonds servent de manière plus générale à compléter de manière assez significative le faible budget allouer à la conservation par le gouvernement, et les organisations non gouvernementales ont un rôle clé dans la levée de cette manne financière.

Enfin, les organisations non gouvernementales de conservation, certains fonctionnaires en charge de l'environnement, ainsi que certains mouvements de la société civile sont la plupart du temps dans une position contestataire vis-à-vis des dynamiques d'exploitation des ressources naturelles et du foncier portées par l'État. Au nom du rattrapage économique par rapport aux autres pays de la région, le Cambodge justifie les investissements économiques qui affectent les écosystèmes (barrages hydroélectriques, concessions agro-forestières, etc.). Les organisations non gouvernementales et leurs alliés utilisent alors la notion de service écosystémique afin de persuader l'État cambodgien de l'intérêt de conserver les écosystèmes. Ils s'appuient notamment sur des dynamiques institutionnelles telles que la stratégie de croissance verte adoptée en 2013, en prenant au pied de la lettre les engagements politiques pris par le pays lors de conférences internationales (à Rio+20 dans le cas présent). Ils s'appuient également de plus en plus sur les nouvelles politiques et stratégies d'adaptation contre le changement climatique pour justifier l'intérêt des services rendus par les forêts : sécurité alimentaire, la résilience et la réduction de la vulnérabilité face aux risques climatiques sont maintenues et renforcés par le maintien d'un couvert forestier (et des écosystèmes des mangroves et des lacs intérieurs) pourvoyeur de services d'approvisionnement, de santé et de sécurité. La notion de service écosystémique est alors mobilisée – parmi d'autres, croissance verte, développement durable, moyens d'existence, résilience et vulnérabilité – à des fins de *lobbying* dans les débats nationaux.

Il convient néanmoins de relativiser la portée réelle de la notion de service écosystémique et de la mise en place des PSE dans la mesure où ces termes ne sont pas mentionnés dans les textes de loi mais seulement dans des documents stratégiques secondaires ; en outre, le nombre de PSE demeure très limité. Enfin, même si la notion de service écosystémique est mobilisée dans les discours, le changement de paradigme qu'elle suggère ne semble pas avoir réellement modifié le cadrage des questions de conservation au Cambodge comme cela a pu être le cas au Costa Rica.

BRÉSIL, UNE APPROPRIATION ORIGINALE POUR AFFIRMER UNE GOUVERNANCE MULTI-ACTEURS

La diffusion des services écosystémiques et des PSE a débuté sur le territoire brésilien, comme à Madagascar et au Cambodge, au début des années 2000. Toutefois les modalités de diffusion sont originales dans la mesure où, dans un premier temps, les mouvements sociaux, les organisations non gouvernementales nationales et internationales et les gouvernements locaux ont joué un rôle prépondérant dans l'émergence de nombreuses initiatives de PSE, et ce afin de répondre à des objectifs agro-environnementaux. À partir de 2006, ces initiatives s'articulent progressivement aux négociations nationales (loi forestière) et internationales (REDD) visant à éviter la déforestation. Les modalités d'influence passent donc à la fois par l'intégration des normes dans les discours politiques (deuxième modalité) et par un accès direct au marché (troisième modalité), par le biais du financement des PSE par certaines organisations non gouvernementales. Toutefois la thématique des services écosystémiques et des PSE va surtout être l'occasion de renforcer et/ou de légitimer différents acteurs et intérêts, et d'alimenter de fait le débat sur les orientations des politiques agro-environnementales brésiliennes et sur leur mise en œuvre.

Au Brésil, le déploiement des politiques et des projets de PSE répond surtout à un besoin de consolider les politiques fédérales de type réglementaire (code forestier) avec des incitations complémentaires (Eloy, Coudel et Toni, 2013). À partir du début des années 2000, l'utilisation de moyens conséquents, avec le recours à des technologies de pointe comme les satellites, a permis de réduire de 80 % la déforestation en Amazonie entre 2004 et 2013 (Assunção, Gandour et Rocha, 2012). Néanmoins, ce succès visible des politiques anti-déforestation suscite deux types de réactions : d'un côté, les grands producteurs se mobilisent contre les fortes amendes et engagent un bras de fer pour revoir la loi forestière et demander des compensations pour son respect ; de l'autre, les mouvements sociaux et les organisations non gouvernementales font remarquer que les inégalités entre les acteurs et entre les espaces de production et de conservation s'accentuent et que les problèmes environnementaux s'accroissent dans certaines régions (déboisement, érosion, sécheresses). Ces revendications *a priori* antagonistes vont progressivement se rejoindre pour définir une loi sur les PSE (Coudel *et al.*, 2015).

Ce sont les mouvements socio-environnementaux (notamment la Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura, syndicat des travailleurs agricoles, et l'organisation non gouvernementale Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia) qui ont été les premiers à concevoir un programme de PSE au Brésil, à partir des premières expériences au Costa

Rica et au Mexique, en lançant le programme pilote Proambiente en 2001. Ce programme de développement pour l'agriculture familiale avait pour objectif de consolider une transition agro-environnementale sur les fronts pionniers d'Amazonie. Mais le manque d'appuis institutionnels et de cadre juridique relatif aux services écosystémiques et à leur rémunération n'a pas permis la mise en place de ce programme à grande échelle. Ceci a amené les mouvements sociaux à s'emparer de la voie politique, à partir de 2006, pour instaurer une loi sur les PSE qui permettrait de définir une politique nationale pour soutenir les agricultures familiales.

Après 2006, avec les promesses de financement issues du mécanisme REDD, les gouvernements des États et les organisations non gouvernementales nationales et internationales ont cherché à créer des structures pour capter ces fonds et pour orienter les PSE vers la conservation de la forêt. Cette articulation entre systèmes de PSE et le mécanisme REDD s'est institutionnalisée au Brésil avec la mise en place du Fonds Amazonie créé en 2008 par le gouvernement fédéral, qui a reçu près de 335 millions de dollars US d'aides des gouvernements de Norvège, d'Allemagne et de Petrobras[83]. Ce fonds finance, entre autres, des programmes de paiements compensatoires, tels que ceux expérimentés dans les États d'Amazonas et du Mato Grosso pour les agriculteurs qui réduiraient leur déforestation (Karsenty, Sembres et Randrianarison, 2010).

Parallèlement, dans le sud-est du pays, les gouvernements municipaux et étatiques, soutenus par des organisations non gouvernementales et des bailleurs de fonds internationaux, ont mis en place des dispositifs de type PSE pour inciter à une bonne gestion des bassins versants autour des grandes métropoles. Le gouvernement de l'État de São Paulo, soutenu par la Banque mondiale et The Nature Conservancy, a joué un rôle particulièrement actif dans la définition d'une politique de l'État et dans la diffusion de systèmes de PSE liés à l'eau. À partir de 2006, les projets de PSE se multiplient rapidement dans le sud-sud-est du pays, avec 80 projets identifiés en 2010 (Guedes et Seehusen, 2011), principalement pour la conservation des ressources hydrologiques grâce à la protection et à la restauration des forêts riveraines. Lorsque le REDD+[84] a gagné en visibilité, les entreprises et les organisations non gouvernementales ont vu la possibilité de compléter les financements issus du marché du carbone avec les financements attribués à la gestion de l'eau. Cette convergence entre l'agenda eau et celui des forêts a progressivement influencé la réforme des politiques publiques environnementales des communes et des États (Eloy, Coudel et Toni, 2013).

---

83. http://www.usp.br/mudarfuturo/cms/?cat=80
84. Le programme REDD a été mis en place par les Nations unies pour réduire les émissions liées au déboisement et à la dégradation des forêts. Le programme REDD+ poursuit cette finalité et cherche, en complément à la limitation de la déforestation, à renforcer la conservation et la gestion durable des forêts pour mieux stocker le carbone.

Progressivement, le gouvernement fédéral, qui s'était surtout engagé dans la réduction de la déforestation, cherche à encadrer ces initiatives grâce à un cadre législatif national. Depuis 2007, plus d'une dizaine de propositions de loi fédérale sur les PSE sont en négociations, sans pour autant aboutir pour le moment, et ce pour diverses raisons (Coudel *et al.*, 2015). L'une d'elle réside dans la focalisation du débat autour de la réforme du code forestier depuis 2008. La nouvelle loi forestière, votée en 2012 (loi n° 12.651, du 25 mai 2012), établit les PSE pour la première fois dans un cadre législatif national, mais de manière ambiguë, en faisant naître des controverses, notamment autour de la notion d'additionnalité (Coudel *et al.*, 2015). À présent, la discussion autour d'une politique nationale de PSE mobilise ces différents acteurs, sans pour autant déboucher sur un consensus.

Au cours de ce processus politique, la différenciation des programmes qui se réclament des PSE reflète une séparation croissante entre l'agenda environnemental et l'agenda social. Alors que l'agenda environnemental se focalise sur la protection et la restauration du couvert forestier, suivant les standards du mécanisme REDD, l'agenda social consiste à verser des aides sociales aux familles qui vivent dans des aires protégées, comme les programmes Bolsa Floresta (État d'Amazonas) ou Bolsa Verde du gouvernement fédéral. Ainsi, les approches socio-environnementales, basées sur la valorisation des savoirs locaux associés à la biodiversité et sur l'agro-écologie, qui avaient fait la force et l'originalité des politiques environnementales brésiliennes dans les années 1980-1990, trouvent difficilement leur place dans ce nouveau contexte.

Au Brésil, la multitude d'expériences menées illustre la capacité des différents acteurs à s'approprier le thème des services écosystémiques et des PSE et de le traduire en projets spécifiques à ce pays, en inventant des arrangements multi-acteurs complexes. En s'affirmant comme force de proposition de nouveaux modèles de PSE, chacun de ces acteurs veut devenir légitime dans le processus de décision de la politique environnementale (Coudel *et al.*, 2015). Même si les PSE ont émergé au Brésil à partir de partenariats préexistants entre associations locales, organisations non gouvernementales régionales et nationales (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, Instituto Centro de Vida, SOS Mata Atlântica) et gouvernements locaux, les organisations non gouvernementales internationales (The Nature Conservancy, Conservation International, World Wide Fund for Nature) ont eu un rôle fondamental dans la mobilisation de fonds internationaux (banques, agences de coopération et fondations, notamment la Banque mondiale et la Banque interaméricaine de développement) et des ressources issues des marchés volontaires de carbone, ainsi que dans la multiplication des projets de PSE pilotes.

Les bailleurs internationaux affichent clairement leur intérêt à participer à la future politique du programme de PSE dans un pays emblématique comme le Brésil, afin de donner de la visibilité à leurs actions. Les États

fédérés jouent un rôle actif pour attirer et négocier avec les acteurs internationaux, puisque les PSE offrent l'occasion de définir leurs propres politiques environnementales et de lever des fonds complémentaires pour leurs actions. De son côté, l'État fédéral peine à suivre, alourdi par les exigences juridiques et le contrôle de la Cour des comptes fédérale. Les organisations non gouvernementales sont également devenues des conseillers importants des gouvernements étatiques et fédéraux (quatrième modalité). Elles accompagnent la régularisation foncière et le renforcement des capacités locales, deux questions cruciales pour toute avancée dans l'application de la législation forestière, mais également pour la reconnaissance des PSE comme instruments pouvant bénéficier du label REDD+ et donc potentiellement des financements liés.

Depuis 2014, la reprise des négociations pour définir une loi nationale pour les PSE amène les différents acteurs à débattre de leur manière de voir ces paiements. L'enjeu est de construire un cadre national qui puisse soutenir la diversité des expériences locales en cours et éviter d'introduire des normes bureaucratiques qui risqueraient de réduire la capacité d'adaptation des projets aux enjeux locaux.

CONCLUSION

L'analyse des logiques de diffusion et d'appropriation dans les cinq pays étudiés a mis en évidence un certain nombre de variables explicatives pour comprendre ces processus complexes.

Nous avons remarqué des temporalités différentes quant au moment de l'émergence des services écosystémiques/PSE dans les différents espaces nationaux étudiés. Le programme de PSE costaricien apparaît dès 1996 et se trouve davantage dans une logique d'exportation que d'importation. Au début des années 2000, les premières évaluations des services environnementaux émergent dans les deux pays en développement analysés (Madagascar et Cambodge), et au Brésil à partir de 2004. Dans ces trois pays, ce sont bien des dispositifs de PSE qui sont mis en place. À Madagascar et au Cambodge, les bailleurs internationaux et les grandes organisations non gouvernementales de conservation (Conservation International, Wildlife Conservation Society, etc.) sont au cœur de la logique de diffusion de ces normes et de ces instruments. Le processus de diffusion y est quasiment identique et se caractérise par une combinaison des deuxième, troisième et quatrième modalités proposées par Bersntein et Cashore, à savoir, respectivement, par le biais des discours, d'un accès direct au marché et d'un accès direct au processus politique. Ce constat suggère l'existence d'un modèle de diffusion spécifique aux pays du Sud sous régime d'aide.

Au Brésil, une grande diversité de projets de PSE a émergé à un niveau local d'abord, notamment sous l'impulsion d'organisations non

gouvernementales nationales et des gouvernements des États, puis un débat national a été engagé pour définir une loi sur les PSE. Le modèle diffusé par les acteurs internationaux (Banque mondiale, The Nature Conservancy), qui a notamment suivi les deuxième et troisième modalités de Bernstein et Cashore (discours et accès direct au marché par le biais du financement de PSE), s'est trouvé confronté à d'autres points de vue, en particulier celui des mouvements sociaux liés à l'agriculture familiale et celui de l'État fédéral qui souhaite garder un contrôle fort sur la manière dont pourraient être utilisés les financements du mécanisme de REDD. En France, la logique de diffusion n'a pas donné lieu à la mise en place de PSE. C'est uniquement la notion de service écosystémique qui a fait l'objet d'une appropriation par le gouvernement français, et ce très tardivement, puisqu'en 2005, lors de la publication du Millennium Ecosystem Assessment, la notion de service écosystémique est absente des politiques environnementales. Il faudra attendre la fin des années 2000 pour que les premières études sur l'évaluation économique des services écosystémiques apparaissent et que, quelques années plus tard (2012), la notion soit réellement intégrée dans des lois environnementales.

Les logiques d'appropriation de la notion dans les cinq espaces nationaux étudiés divergent également, ce qui confirme l'idée d'une diffusion non homogène de la notion de service écosystémique et des principes de PSE. Si, au Costa Rica, la notion de service écosystémique et les PSE visent prioritairement à éviter la déforestation, avec des projets et des politiques dans lesquels le gouvernement est présent, à Madagascar et au Cambodge, les PSE font émerger des mécanismes qui visent plus directement à mettre en lien les producteurs/fournisseurs et les usagers/bénéficiaires des services écosystémiques, autour de dispositifs locaux (PSE eau par exemple) ou internationaux (en articulation avec le programme REDD ou des initiatives privées par les marchés volontaires du carbone), comme c'est également le cas au Brésil. Les PSE ont ainsi fait émerger des dispositifs visant à répondre à des préoccupations locales (qualité de l'eau) ou à des objectifs de conservation plus larges (biodiversité, changement climatique), voire à articuler des objectifs locaux et des enjeux internationaux à travers le mécanisme REDD.

Ainsi, les PSE génèrent une diversité de mécanismes, d'arrangements institutionnels et d'objectifs, qui sont parfois en tension, comme l'illustre le cas brésilien, lorsque les objectifs agro-environnementaux sont en concurrence avec les objectifs de reforestation ou de non-déforestation. En France, si la notion de service écosystémique n'a pas fait émerger un instrument de PSE, la diffusion massive de la notion de service écosystémique et son appropriation par des acteurs multiples sont en train de renouveler progressivement le cadrage des politiques environnementales françaises et européennes, en mettant notamment en avant une conception économique et monétaire de

la valeur des écosystèmes, faisant ainsi émerger des controverses sur les risques de marchandisation de la nature.

L'analyse a mis en évidence à la fois les modalités différentes de diffusion et d'appropriation des services écosystémiques et des PSE. Pour les cinq pays étudiés, on fera malgré tout le même constat : l'approche par les services écosystémiques et les PSE est un moyen de renouveler les mécanismes de financements de la conservation. Le principe de PSE et leur inscription dans un cadre légal ont donné lieu à une variété de dispositifs et d'arrangements institutionnels qui visent tous à attirer de nouveaux fonds pour la conservation, que ce soit en mobilisant les fonds du développement auprès des grands bailleurs internationaux ou par le biais du mécanisme du REDD, en sollicitant les bénéficiaires des services écosystémiques à un niveau très local, ou encore en attirant le secteur privé dans ce type de mécanisme.

INSTRUMENTS ET POLITIQUES

8
LES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX OU ÉCOSYTÉMIQUES

Jean-François Le Coq, Philippe Méral,
Géraldine Froger, Colas Chervier

Les dispositifs de PSE[85] constituent un des outils de politique environnementale les plus en vogue de ces dernières années. Malgré les imprécisions sur leur définition, les PSE reposent de manière générale sur l'idée d'un paiement (récompense, dédommagement) effectué par ceux qui bénéficient des services fournis par les écosystèmes à ceux qui en assurent le maintien.

Les débats concernant leur application, leur efficacité, leurs impacts, voire les controverses quant à leur caractère néo-libéral, ont été portés tout autant par le milieu académique que par celui des praticiens (bailleurs, organisations non gouvernementales, organisations onusiennes, etc.). Dans le domaine opérationnel, de nombreux acteurs de la conservation de la biodiversité, au premier rang desquels les grandes organisations non gouvernementales internationales, ont non seulement développé cet outil dans leurs zones d'intervention (principalement dans les aires protégées), mais participent également à sa diffusion dans les politiques environnementales. De nombreux guides de bonne pratique, des boîtes à outils ou des bases de données ont vu le jour depuis le milieu des années 2000. Différents pays,

85. Historiquement, les PSE ont fait référence aux services environnementaux suivant la terminologie employée par les économistes (cadre de l'internalisation des effets externes) (voir introduction générale). Le terme de service écosystémique fait référence au concept développé par les écologues, notamment dans le cadre du Millennium Ecosystem Assessment. Aujourd'hui, on assiste de plus en plus à une convergence des termes au profit de service écosystémique. Il est très fréquent de parler de paiements pour services écosystémiques pour évoquer la rémunération des acteurs en charge du maintien des services de régulation. Pour autant, dans cet article, nous retiendrons le terme initial de paiement pour services environnementaux.

notamment des pays en développement, ont mis en place des dispositifs nationaux de PSE – Costa Rica (1996), Mexique (2003), Vietnam (2010), Pérou (2014) – et de nombreux autres pays disposent déjà de législations spécifiques – Chine, Équateur, etc.

Face à un tel engouement, certains pays (plus particulièrement ceux du groupe de l'Alliance bolivarienne pour les Amériques[86]) se sont positionnés contre le développement de PSE sur leur propre territoire. À leurs yeux, les PSE font partie d'une tendance à l'extension du capitalisme dans le domaine de l'environnement. Les initiatives de croissance verte, de marchés pour la biodiversité, l'évaluation monétaire des services écosystémiques constitueraient une marchandisation de la nature alors que, d'après eux, les problèmes d'érosion de la biodiversité ou de changement climatique proviendraient du système capitaliste lui-même. Ainsi, le 5 novembre 2010, ces pays ont publié une déclaration intitulée « La nature n'a pas de prix » dans laquelle on peut lire : « plutôt que de promouvoir la privatisation des biens et des services qui proviennent de la nature, il paraît essentiel de reconnaître leur caractère collectif, et ce faisant ils devraient être conservés comme des biens publics, en respectant la souveraineté des États »[87].

Dans ce chapitre, nous proposons de faire un point sur cette thématique en revenant sur la genèse de cet outil, ses principes de fonctionnement (en théorie puis dans la pratique), un état des lieux des débats et des controverses, et enfin de donner notre point de vue tel qu'il s'est forgé au fil des années.

LA GENÈSE DES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Historiquement, les PSE ont été développés au milieu des années 1990 dans certains pays précurseurs en Amérique latine comme le Costa Rica[88]. En 1996, la réglementation forestière de ce pays mentionne quatre services environnementaux : l'atténuation du changement climatique, la conservation de la biodiversité, la protection des bassins versants et la préservation des paysages. Depuis 1997, le programme Pagos por Servicios Ambientales (programme de PSE) verse des paiements compensatoires à des agriculteurs et à des propriétaires forestiers afin de favoriser le reboisement, la

86. Le groupe de l'Alliance bolivarienne pour les Amériques est une organisation politique, sociale et économique instaurée par plusieurs pays de l'Amérique centrale et des Caraïbes (Bolivie, Équateur, Venezuela, Nicaragua, Cuba, etc.) pour contrer l'expansion des zones de libre-échange économique en Amérique. Voir également le chapitre 4.
87. http://climateandcapitalism.com/2010/11/15/alba-nations-declare-nature-has-no-price/ consulté le 1er décembre 2014.
88. Le lecteur pourra se reporter à différents chapitres de l'ouvrage pour des exposés plus précis, notamment le chapitre 4 sur le Costa Rica, mais également le chapitre 10 qui met en perspective l'expérience costaricienne avec celle d'autres pays.

gestion durable et la protection des forêts. Le Fonds national de financement forestier (Fonafifo) a été désigné pour administrer ce programme ; il est alimenté à l'aide d'une partie de la taxe sur la vente de combustibles fossiles et, plus récemment, d'une fraction de la redevance sur l'eau, de prêts de la Banque mondiale, de dons du Fonds pour l'environnement mondial et de contributions volontaires d'entreprises, notamment hydroélectriques. Le fonds rémunère des activités de conservation de forêts, d'établissements de nouvelles plantations forestières et l'exploitation de bois effectué de manière durable. Au départ, ce programme a été fortement médiatisé par la Banque mondiale comme l'exemple d'une politique innovante et réussie de gestion de la biodiversité (Daniels *et al.*, 2010 ; Le Coq *et al.*, 2012 ; Le Coq *et al.*, 2013 ; Legrand, Froger et Le Coq, 2013). Traditionnellement, on considère que les PSE ont émergé à l'échelle internationale à partir du milieu des années 1990. Il faut noter pour être complet que d'autres initiatives avaient été expérimentées dès le début des années 1990. C'est le cas de l'expérience pilote de la protection des bassins versants de la ville de New York où une solution préventive (consistant à payer pour une diminution des pollutions agricoles, forestières et domestiques) a été préférée à une solution curative (construction d'une station de traitement des eaux) pour assurer une bonne qualité de l'eau consommée (Laurans et Aoubid, 2012 ; Pires, 2004). Une autre expérience « précoce » est celle menée par la firme Vittel (France) qui consiste à rémunérer les agriculteurs en amont de la source de captage pour que ces derniers adoptent des bonnes pratiques agricoles assurant une bonne qualité de l'eau minérale que Vittel exploite (Perrot-Maître, 2006). Comme dans le cas de New York, celui de Vittel est souvent donné en exemple d'une solution efficace par rapport à son coût, et ces deux exemples ont parfois tendance à être considérés comme les mythes fondateurs des PSE.

La diffusion internationale des PSE a commencé à s'opérer à partir du milieu des années 2000 au moment où une réflexion sur le financement des aires protégées a commencé à émerger (Méral, 2012). En effet, l'intérêt pour les PSE s'est d'abord manifesté dans les milieux tropicaux, et plus particulièrement dans le domaine de la conservation de la biodiversité forestière dans les pays dépendant fortement de l'aide internationale. Cette dynamique de diffusion s'explique en grande partie par l'intérêt d'institutions comme la Banque mondiale, l'Agence française de développement, le Centre international de foresterie et les principales organisations non gouvernementales de conservation intervenant dans ces pays : Conservation International, Wildlife Conservation Society, World Wide Fund for Nature, etc. Ces institutions ont vu dans cet outil une alternative aux précédents instruments tels que les projets de conservation et de développement intégré. Alors que ces derniers consistaient à élaborer des dispositifs de développement permettant aux paysans pauvres de se détourner d'activités destructrices de l'environnement (artisanat, écotourisme, apiculture, etc.), les PSE sont apparus comme une alternative potentiellement plus simple et efficace

pour modifier durablement l'usage des sols. Il s'agissait de payer directement pour la conservation et non plus de payer pour des activités permettant la conservation (Guéneau et Jacobée, 2005).

Ce processus de diffusion internationale des PSE, notamment par le biais des acteurs du monde de la coopération internationale, n'était pas directement lié au processus du Millennium Ecosystem Assessment qui a popularisé la notion de service écosystémique. Ceci se manifeste de deux manières : d'une part dans le monde tropical forestier, on parle de PSE pour désigner des services environnementaux, tels que le carbone, l'eau, la biodiversité et la beauté scénique, et non pas de services d'approvisionnement, de régulation et culturels, selon la typologie du Millennium Ecosystem Assessment. D'autre part, le terme de service écosystémique n'était pas initialement présent dans le vocabulaire des promoteurs des PSE et, à l'inverse, le service environnemental n'a jamais eu de légitimité dans les écrits du Millennium Ecosystem Assessment. Ce n'est que depuis le début des années 2010 qu'on assiste à une convergence entre les deux appellations, révélant des synergies et des complémentarités entre des dynamiques jusque-là relativement autonomes (Pesche *et al.*, 2013). Dorénavant, compte tenu de la médiatisation internationale de la notion de service écosystémique, la grande majorité des acteurs utilisent le terme de paiement pour services écosystémiques.

DÉFINITIONS, PRINCIPE DE BASE ET ARCHITECTURE

Plusieurs termes ont été mobilisés pour décrire ces dispositifs dont le principe est ancien, à savoir rémunérer les usagers du sol pour les bienfaits environnementaux qu'ils produisent pour la société. Certains auteurs parlent de compensation, de paiement, de marché ou encore de récompenses pour services environnementaux. Le terme qui a connu le plus d'essor est celui de PSE dont une première définition, largement reprise dans la littérature par la suite, a été proposée par Wunder. Cette définition est la suivante : « Un paiement pour services environnementaux est une transaction volontaire, où un service environnemental bien défini – ou un usage pouvant assurer la fourniture de ce service environnemental – est « acheté » par (au moins) un client de service environnemental à (au moins) un fournisseur de service environnemental, si, et seulement si, le fournisseur de service environnemental assure la fourniture ininterrompue du service environnemental (conditionnalité) » (Wunder, 2005, p. 3).

Défini ainsi, l'instrument PSE est l'aboutissement d'un raisonnement économique ancien qui trouve ses racines dans les approches de l'économie du bien-être (chapitre 3). Il repose sur l'idée d'un transfert de ressources financières (le paiement) entre les bénéficiaires de certains services environnementaux et les fournisseurs de ces derniers.

Le principe est donc d'intégrer, dans la prise de décision sur l'usage du sol, les externalités (effets positifs ou négatifs qu'une personne crée par son activité de production ou de consommation sur d'autres personnes qui ne font pas initialement l'objet d'une transaction marchande). L'intégration de ces externalités se fait par un paiement direct, contractuel et conditionnel aux utilisateurs et/ou aux propriétaires locaux des terres en retour de l'adoption de pratiques permettant la conservation et la restauration des écosystèmes. La figure 8.1 montre ainsi que le bénéfice retiré par l'exploitation (conversion de la forêt en terres agricoles) est supérieur à celui procuré par la conservation alors même que cette exploitation génère des coûts pour la société (pertes en biodiversité, etc.) Le paiement permet alors de compenser cet écart et incite l'usager du sol à préférer la conservation (gain net supérieur) plutôt que l'exploitation. Le paiement internalise une externalité négative lorsqu'il met fin à des pratiques d'exploitation non durables et internalise une externalité positive lorsqu'il conforte l'usager dans l'adoption ou la poursuite d'une pratique en faveur de la conservation.

Cette première définition a fait l'objet de nombreuses controverses (Muradian *et al.*, 2010 ; Muradian *et al.*, 2013 ; Vatn, 2010). Les critiques portent sur deux points principaux : l'apparente simplicité et universalité de l'instrument, alors que les enjeux auquel il est censé faire face (conservation de la biodiversité) sont des enjeux complexes pour les sociétés et pour les écosystèmes ; et le caractère peu opérationnel de la définition du fait qu'elle n'est que très rarement vérifiée dans la réalité. Mais ces critiques reposent avant tout sur une remise en cause de certaines hypothèses simplistes de la théorie sous-jacente à la définition d'origine de ces instruments. Par exemple, le fait que les êtres humains prennent des décisions en

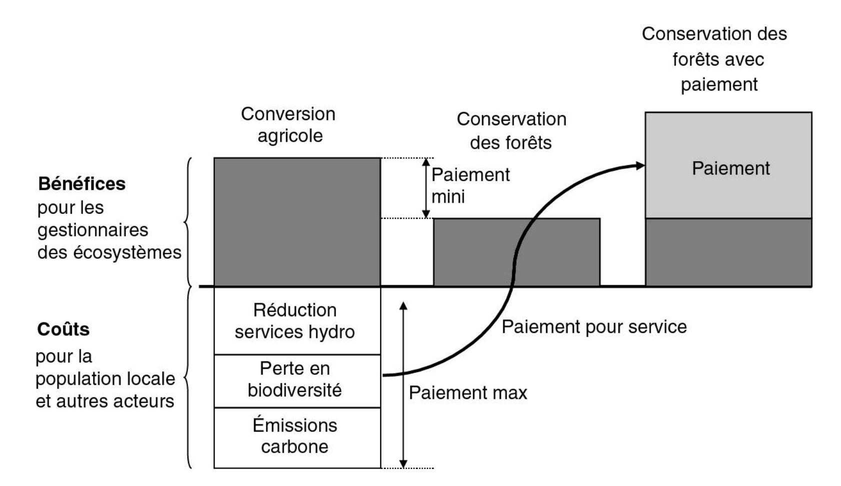


Figure 8.1. Principe économique du fonctionnement du paiement pour service environnemental. D'après Pagiola et Platais (2007).

maximisant leur bénéfice personnel et qu'il suffirait de compenser les pertes associées à la mise en œuvre d'activités pro-environnementales pour les faire changer de comportement est rarement vérifié : nos décisions peuvent en effet être influencées par des motivations altruistes, des habitudes et des normes sociales. Autre exemple, l'hypothèse selon laquelle ce type de transaction bilatérale aurait lieu et serait efficace seulement lorsque les droits de propriété sont définis, les coûts de transaction[89] sont faibles, les deux parties ont des pouvoirs égaux. Or, les contextes dans lesquels est mis en place ce type de mécanisme sont tels que ces caractéristiques ne se vérifient que très rarement, et ceci influence à la fois les contours du mécanisme mis en place et sa performance.

Ainsi, d'autres auteurs ont préféré une définition plus large, comme celle proposée par Muradian *et al.* (2010) dans laquelle les PSE sont considérés comme « un transfert de ressources entre des acteurs sociaux, qui visent à créer des encouragements à aligner les décisions d'usage du sol individuel et/ou collectif avec l'intérêt social dans la gestion des ressources naturelles » (p. 1205). Au-delà des différentes définitions possibles (Sattler et Matzdorf, 2013), plusieurs auteurs ont proposé des critères de classification des différents outils afin de mieux caractériser la diversité des instruments inclus dans la catégorie de PSE. Ainsi, Muradian *et al.* (2010) distinguent les PSE selon trois critères principaux :

– le degré de l'incitation économique (c'est-à-dire monétaire) : cela permet de discuter de l'hypothèse selon laquelle la seule variable permettant de changer les comportements est de nature monétaire ;
– le degré de proximité entre les fournisseurs et les bénéficiaires des PSE, et de fait le nombre d'intermédiaires entre eux ;
– le degré de tangibilité des services environnementaux pris en compte dans les PSE, c'est-à-dire leur caractère bien identifiable et bien mesurable.

Dans deux études réalisées pour l'Agence française de développement, Laurans, Léménager et Aoubid (2012), ainsi que Mermet, Laurans et Léménager (2014) confirment que la définition proposée par Wunder se rencontre rarement dans la réalité. Selon eux, les PSE englobent les instruments pour lesquels les fournisseurs de services sont rémunérés (ce qui les distingue des autres instruments non économiques ou des instruments réglementaires) et volontaires (ce qui les distingue des instruments économiques contraignants tels que les taxes). Ceci dit, pour ces dispositifs où les fournisseurs de services sont volontaires et rémunérés, se pose la question du statut des bénéficiaires/payeurs de ces services. Ceux-ci peuvent être volontaires, mais également contraints, par exemple lorsque le paiement provient de la réaffectation d'une taxe. Par ailleurs, les payeurs peuvent être

89. Par coûts de transaction, à l'instar de Wunder *et al*. (2008), nous entendons ici l'ensemble des coûts engendrés pour définir et mettre en œuvre les PSE.

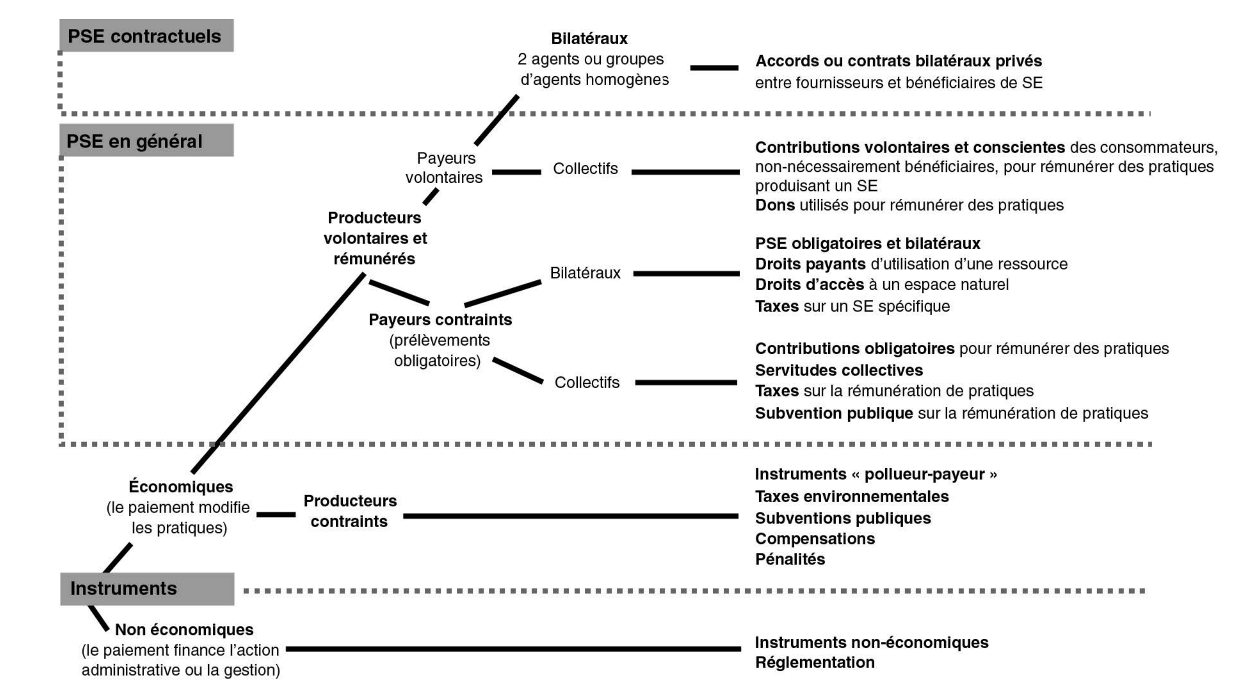


Figure 8.2. Vers une typologie des paiements pour services environnementaux. Adapté de Laurans, Léménager et Aoubid (2012) et de Mermet, Laurans et Léménager (2014).

des utilisateurs directs ou indirects des services rendus. Ainsi, quatre grands types de PSE sont définis : les PSE volontaires et directs (les plus proches de la définition de Wunder ; voir PSE contractuels de la figure 8.2), les PSE volontaires et indirects, les PSE contraints et directs et PSE contraints et indirects (figure 8.2).

Une telle représentation (figure 8.2) permet de classer la plupart des PSE. Par exemple, le PSE de Vittel serait volontaire et direct. Le bénéficiaire et payeur (l'entreprise Vittel détenue par la firme Nestlé) est volontaire et rémunère des fournisseurs de services environnementaux (les agriculteurs) afin qu'ils adoptent de bonnes pratiques pour améliorer la qualité de l'eau des bassins versants où Vittel puise son eau minérale. Les payeurs sont des utilisateurs directs du service rendu. Autre exemple, le programme de protection de nids d'oiseaux au Cambodge (plaines du Nord) mis en place par l'organisation non gouvernementale Wildlife Conservation Society correspondrait à un programme de PSE volontaire et indirect. Les payeurs sont volontaires et hétérogènes ; ils versent des dons (contributions non obligatoires mais avec des motivations variables d'un donateur à l'autre) à Wildlife Conservation Society qui finance des communautés pour assurer la protection de nids d'oiseaux. Les payeurs (donateurs) ne bénéficient pas directement du service rendu, ils ne sont pas forcément des utilisateurs directs du service rendu.

Le programme de PSE hydrologiques mis en place par l'État de Mexico pourrait être quant à lui qualifier de programme contraint et direct/bilatéral : le gouvernement de l'État du Mexique rémunère des propriétaires forestiers pour qu'ils conservent leur couvert forestier afin de garantir la consommation d'eau des citoyens, tout en mettant en place une contribution obligatoire auprès des entreprises de distribution d'eau de l'État (Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Celles-ci doivent lui reverser 3,5 % de leur chiffre d'affaires pour contribuer au programme de PSE. Le paiement n'est donc pas sollicité sur une base volontaire, il est obligatoire. Le payeur est un utilisateur direct du service rendu. Enfin, le programme mis en place au Costa Rica est un exemple de PSE obligatoire et indirect : le financement ne provient plus d'un groupe d'usagers d'une ressource mais du collectif hétérogène des contribuables. Les payeurs ne sont plus nécessairement les bénéficiaires, ou, plus précisément, le lien entre paiement et bénéficie du service rendu est très vague.

Les instruments classés dans la catégorie de PSE sont en définitive très divers et peuvent être caractérisés selon de multiples critères : le type de services environnementaux visés, leurs échelles géographiques et temporelles, la nature des contrats (public et/ou privé), leurs caractéristiques (rémunération de la restriction d'usages et/ou de la protection stricte des ressources et/ou d'activités bénéfiques d'un point de vue environnemental), leurs objectifs (conservation et/ou développement), leurs modes de mise en œuvre, la nature du financement (publique ou privée), etc. À titre illustratif,

dans les pays en développement (Amérique latine et Afrique), les PSE sont principalement de nature publique en Amérique latine, alors que les mécanismes faisant intervenir le secteur privé seraient plus représentés en Afrique (tableau 8.1) (Froger et Maizière, 2013).

Tableau 8.1. Pourcentage des paiements pour services environnementaux selon les types de services environnementaux, les financements et les zones géographiques (Amérique latine et Afrique)

	PSE carbone		PSE eau		PSE biodiversité	
Zones / Financeurs	Amérique (20)	Afrique (38)	Amérique (50)	Afrique (27)	Amérique (30)	Afrique (33)
Public (%)	49	22	70	31	50	28
Privé (%)	19	62	14	57	24	50
Public-privé (%)	19	5	0	12	3	10
Non défini (%)	13	11	16	0	6	12

Sources : Froger et Maizière (2013), à partir des bases de données de Katoomba Group (2008) et USAID (2009).
La base de données du groupe Katoomba recense 98 programmes de PSE en 2008 (Kenya, Madagascar, Afrique du Sud, Ouganda, Malawi et Tanzanie) et celle de l'United States Agency for International Development, 377 en 2009 pour l'Amérique latine (dont 166 contrats différents au Mexique). D'après les données disponibles, les PSE biodiversité ont été financés à hauteur de 96 millions de dollars US en Afrique et de 129 millions de dollars US en Amérique latine. Les PSE eau ont été financés à hauteur de 50 millions de dollars US en Afrique et de 31 millions de dollars US en Amérique latine. Enfin, les PSE carbone ont été financés à hauteur de 145 millions de dollars US en Afrique et de 50 millions de dollars US en Amérique latine.
À titre d'information, la Banque mondiale a soutenu 14 projets (5 en Afrique et 9 en Amérique latine) pour un montant de 502 millions de dollars US entre 2001 et 2009 (source : site internet Banque mondiale Data).

Au final, les typologies représentant la pluralité des PSE sont nombreuses et il n'est pas possible de toutes les mentionner ici. Notons simplement que certaines typologies visent à expliciter les différentes formes de PSE alors que d'autres cherchent avant tout à positionner l'instrument par rapport à un univers plus large d'instruments divers (économiques et non économiques). C'est notamment le cas des typologies utilisées pour qualifier les instruments de marché dédiés à la biodiversité et aux services écosystémiques, au sein desquels se retrouvent les PSE[90].

Si les types de PSE sont nombreux, l'architecture d'un PSE est toutefois généralement caractérisée par trois éléments : un système de paiement, un système de gouvernance et un système de financement (Le Coq, Soto et González Hernández, 2011 ; Pagiola et Platais, 2007).

Le système de paiement se caractérise par la forme sous laquelle se fait la rémunération des gestionnaires des écosystèmes qui fournissent

90. Voir par exemple la classification des instruments de marché de Pirard (2012).

les services environnementaux. Ce paiement peut être monétaire ou en nature, fixé par unité de surface ou par unité de service environnemental fourni, distribué de manière individuelle ou collective, etc. Le système de financement se caractérise quant à lui par l'origine et la forme des sources de financement : il peut prendre la forme d'une contribution individuelle ou collective, monétaire ou en nature, publique ou privé. Il peut s'agir, comme dans de nombreux cas, d'un mixte de ces différentes sources de financement. Enfin, le système de gouvernance se compose des différents acteurs (associations, organisations non gouvernementales, entreprises, institutions publiques) qui décident des règles de paiement et de financement, et assument une fonction de régulation du mécanisme (suivi, évaluation, contrôle).

Dans la pratique, il convient de rappeler que les relations entre le fournisseur de services environnementaux et son bénéficiaire (payeur) ne sont que très rarement directes, et qu'un ou plusieurs intermédiaires ont un rôle central pour faciliter cette relation. Cet intermédiaire peut être public (une

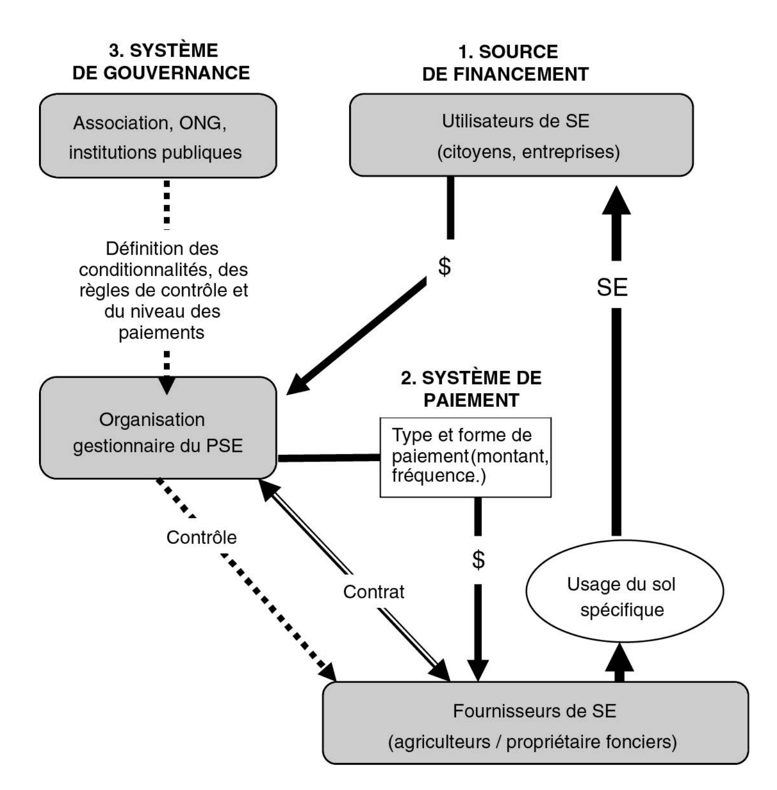


Figure 8.3. Architecture d'un paiement pour service environnemental. D'après Le Coq, Soto et González Hernández, 2011.

agence de l'État), comme dans le cas du programme de PSE du Costa Rica avec le Fonafifo (Pagiola, 2008), ou privé, comme au Zimbabwe à travers des opérateurs touristiques (Frost et Bond, 2008). Cet acteur peut également être une organisation non gouvernementale, comme dans le cas malgache avec la Fondation Durrel (Sommerville *et al.*, 2010). Ces intermédiaires jouent un rôle clé pour la mise en œuvre des programmes de PSE car ils assurent différentes fonctions indispensables à leur fonctionnement (Huber-Stearns, Goldstein et Duke, 2013), telles que l'échange d'information entre les parties prenantes, la définition des services environnementaux, le transfert des incitations aux fournisseurs des services, la construction de rapports de confiance entre les acteurs, la médiation et les arbitrages entre les parties prenantes (Thuy *et al.*, 2010). Les intermédiaires sont aussi importants pour faciliter l'accès des petits producteurs aux PSE, notamment en les regroupant au sein d'organisations (Bracer *et al.*, 2007 ; Corbera et Brown, 2008), ou pour fournir des services d'appui (Le Coq et Saenz-Segura, 2013) et réduire ainsi les coûts de transaction (Bosselmann et Lund, 2013). Enfin, ils facilitent l'identification des priorités et des besoins locaux (Rosa, Kandel et Dimas, 2003).

DÉBATS AUTOUR DES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Compte tenu de la médiatisation des PSE depuis une dizaine d'années, les débats les concernant sont très nombreux et peuvent être regroupés en trois grandes catégories. La première concerne leur efficacité environnementale et leur efficience économique (leur capacité à favoriser la conservation des écosystèmes à moindre coût en comparaison avec d'autres outils). Ensuite, compte tenu de leur application majeure en milieu rural dans les pays en développement, une large part des débats porte sur leurs impacts en termes de réduction de la pauvreté ou d'équité. Enfin, une troisième catégorie de débats fait référence à la philosophie néo-libérale qu'ils véhiculeraient et développe une critique plus générale sur la marchandisation de la nature.

EFFICACITÉ ET EFFICIENCE

Les débats autour de l'efficacité et de l'efficience sont vifs. Ils le sont notamment parce que l'argumentaire des PSE repose sur cet aspect en opposition aux politiques réglementaires et aux projets de conservation et de développement intégrés jugés peu efficaces et peu efficients. Or l'efficacité environnementale des PSE n'est pas simple à estimer et ceci pour plusieurs raisons : les services ciblés sont généralement difficiles et donc coûteux à

mesurer (cf. le carbone dans le cas du programme REDD+[91]) ; un certain nombre de biais peuvent venir fausser (c'est-à-dire sous- ou surestimer) l'évaluation d'impact ; les évaluations d'impact sont généralement pensées *a posteriori*. Du coup, les évaluateurs des PSE font généralement face à un manque de données appropriées, notamment des points de référence historique sur la situation environnementale avant le lancement du programme de PSE, le manque de données de contrôles dans des zones non-soumises aux paiements, et des variables qui ne reflètent pas directement le niveau de services environnementaux (i.e. le type d'usage du sol supposé fournir ces services[92]). Ceci marque une différence fondamentale entre les PSE et les projets REDD+. En effet, dans ces derniers projets, la transaction financière ne peut avoir lieu sans accréditation, dont une des conditions est la preuve de l'additionnalité. De fait, dans certains pays comme Madagascar, la mobilisation de la connaissance scientifique est omniprésente dans les projets REDD+, alors qu'elle est quasi absente des projets de PSE (Bidaud, Méral et Serpantié, 2011).

Pour faire face à de telles situations, les évaluateurs des PSE font de plus en plus appel à des analyses quasi expérimentales contrefactuelles. Il s'agit de trouver des situations comparables en termes environnemental et socio-économique, mais dans des zones non pourvues en PSE, à partir de l'identification et du contrôle de variables très strictes. Ces méthodes sont privilégiées car elles permettent de prendre en compte *a posteriori* un certain nombre de biais qui sont généralement présents dans les études d'évaluation d'impact classiques telles que les comparaisons « avant-après » ou « avec-sans » programme (encadré).

L'efficience des PSE est également questionnée. S'ils sont souvent réputés moins coûteux que les politiques réglementaires, ils induisent des coûts de transaction qui peuvent être néanmoins importants. C'est alors aux organisations intermédiaires d'en assurer la couverture, ce qui leur confère un rôle d'intermédiation stratégique qui peut fortement influencer l'efficience du contrat. Par ailleurs, l'idée même que les PSE seraient plus efficients en raison de faibles coûts de transaction peut être relativisée. D'après Legrand, Froger et Le Coq (2013), si les coûts d'administration du programme de PSE au Costa Rica représentaient 5 % du budget global en 1996, ils ont progressivement augmenté pour atteindre 12 % du budget en 2008, alors même que l'additionnalité du programme était remise en

91. Les mécanismes de « Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation forestières, conservation, gestion durable et augmentation du stock de carbone » (REDD+) constituent le dernier outil en date développé au sein de la Convention sur le changement climatique. Voir par exemple http://theredddesk.org/what-is-redd pour de plus amples détails, consulté le 1er décembre 2014.
92. Un autre problème est que l'objectif des PSE n'est généralement pas formulé en termes d'indicateurs écologiques : c'est la pratique (ou le changement de pratique), et non l'état de l'environnement, qui fait l'objet du PSE, sachant qu'il existe en théorie un lien supposé entre une pratique (de production) et un état de l'environnement visé.

Principaux biais des études d'évaluation d'impact de type « avant-après » ou « avec-sans » programme.

Capture d'autres facteurs explicatifs : une simple comparaison avant-après peut amener à une surestimation ou une sous-estimation de l'impact des PSE car les effets observés peuvent être imputés à des événements contemporains à la mise en place de ce type de dispositif et non pas au dispositif lui-même. Par exemple, la réduction de la déforestation dans une zone concernée par les PSE peut être liée à un durcissement de la réglementation, à une modification dans le prix des matières premières, etc.

Biais de sélection : dans une comparaison « avec-sans », il est courant de surestimer l'impact des PSE car les terres engagées dans un programme ne le sont pas de manière aléatoire. Par exemple, les agriculteurs vont avoir tendance à engager leurs terrains les moins facilement valorisables, ou, dans le cas où les PSE viennent en appui à la mise en place d'aires protégées (ciblage), ils vont *de facto* être placés dans des zones isolées et moins soumises à des pressions anthropiques et dans lesquelles ont été développées les aires protégées.

Effet de fuite : la prise en compte des fuites générées par la mise en place de PSE est souvent une limite des études d'évaluation d'impact. Les fuites correspondent à un déplacement géographique des pressions environnementales découlant de la réduction de pressions à un endroit précis. Dans le cas de la déforestation, un projet de conservation d'une forêt menacée peut induire le report des pressions liées à la déforestation dans une autre forêt. Les fuites ont aussi une dimension économique : la conservation des forêts peut rendre plus rares le bois et la terre agricole disponibles sur le marché, ce qui augmente leurs prix et favorise la profitabilité du déboisement de zones enclavées qui étaient jusque-là protégées par le coût élevé de leur conversion à d'autres usages.

cause. Par ailleurs, si les coûts d'administration du Fonafifo qui gère les paiements au Costa Rica, ajoutés aux coûts de transaction supportés par les participants au programme, sont estimés à environ six dollars à l'hectare, l'ensemble des coûts devrait être plus important dans d'autres pays comme la République démocratique du Congo (Karsenty *et al.*, 2009). En effet, avant même de réaliser le versement des paiements, les droits de propriété sur la ressource forestière doivent être clarifiés, des intermédiaires fiables doivent être identifiés et soutenus ; des mécanismes de contrôle et de suivi de contrats crédibles doivent être mis en place, etc.

Par ailleurs, des évaluations *ex-ante* menées à Madagascar montrent que les dispositifs les plus coûteux en termes d'organisation (négociation du

contrat, sensibilisation de la population, évaluation du service environnemental, suivi, contrôle, etc.) sont ceux qui cherchent à garantir l'additionnalité, et l'acceptabilité sociale et politique du PSE (Cahen-Fourot, 2011). Les coûts de contrôle peuvent s'avérer moins importants à terme. En effet, les coûts de transaction peuvent également correspondre à un investissement initial qui permettrait alors de garantir des effets sur le plus long terme et de réduire les coûts de contrôle. Une comparaison de différents mécanismes de PSE au Cambodge suggère en effet que les dispositifs de paiements directs présentent moins de coûts administratifs par rapport aux dispositifs de paiements collectifs, mais qu'ils ne sont pas associés à la mise en place d'institutions locales qui définissent les droits de propriété ou catalysent des dynamiques d'action collective (mise en place d'institutions locales de gestion collective) (Milne et Chervier, 2014). Pour que les coûts de transaction soient un critère pertinent, il faudrait prendre en compte l'ensemble des coûts sur la durée totale du contrat, voire avant (mise en place) et après (évaluations, etc.), ce qui est rarement le cas. Il serait alors plus judicieux de parler de choix de l'instrument ou d'une combinaison d'instruments à moindre coût en fonction d'un objectif environnemental recherché sur une temporalité précise.

La pérennité des effets des PSE sur le long terme est de plus en plus prise en compte dans l'évaluation de ce type d'outil. Ce débat est d'autant plus pertinent que, dans de nombreux cas, leurs financements sont liés à des projets de durée limitée financés par des bailleurs de fonds et dont la durabilité n'est pas assurée sur le long terme. Les PSE nationaux ne sont pas non plus à l'abri de réorientations des priorités politiques et de réallocations de budgets. Cette thématique est aussi traitée à travers la question de leur effet sur les motivations à conserver. En effet, il est de plus en plus admis que leur effet va au-delà de la simple modification des coûts et des bénéfices de l'activité cible (par exemple réduire l'abatis-brûlis) et que ce type d'outil peut notamment influencer positivement, mais aussi négativement, des motivations intrinsèques préexistantes des acteurs à conserver. Ceci repose sur l'idée que certaines personnes protègent la nature non seulement pour des raisons économiques, mais également pour des raisons patrimoniales ou culturelles, telles que la volonté de laisser un héritage pour les générations futures, ou simplement par tradition, par respect des règles de gestion ancestrales. Le fait que certains programmes de PSE soient mis en place dans des situations où les motivations intrinsèques sont potentiellement élevées (par exemple dans le cas d'une gestion de forêt communautaire) a amené certains auteurs à tirer le signal d'alarme car, dans ce cas, payer des personnes pour effectuer des activités en faveur de l'environnement peut, par exemple, changer la raison pour laquelle les gens le font (il s'agit là d'une forme d'influence négative sur les motivations intrinsèques parmi d'autres). Ceci peut avoir des conséquences négatives, notamment si le programme de PSE s'arrête, car les gens auraient alors tendance à investir encore moins d'efforts dans la

conservation par rapport à la situation avant la mise en place du programme. Néanmoins, cette question est rarement traitée dans le cas des PSE et ces hypothèses restent donc à confirmer (ou à infirmer) (Wunder, 2013).

ACCESSIBILITÉ ET ÉQUITÉ

L'accessibilité et l'équité des PSE font également l'objet de controverses. En effet, les PSE supposent généralement l'existence de droits de propriété sur les espaces fournissant les services environnementaux. Or, de nombreux producteurs de services environnementaux n'ont pas toujours les titres de propriété du foncier. De fait, cette situation exclut ceux qui en sont dépourvus. De plus, l'accès aux programmes de PSE suppose des ressources pour couvrir les coûts de transaction (connaissance des systèmes, études techniques préalables, etc.) mettant autant de barrières à l'entrée pour les petits producteurs. Enfin, les paiements reçus dépendent des surfaces de terre et/ou des services environnementaux produits (souvent en fonction d'une surface d'usage du sol). Les PSE auraient tendance, dans certains cas, à renforcer alors le pouvoir économique de ceux déjà bien dotés en terre au détriment des plus démunis.

Par ailleurs, si les PSE sont susceptibles de procurer des avantages en termes de diversification des activités, d'emplois[93] et de renforcement des capacités (Miranda, Porras et Moreno, 2003 ; Pagiola et Platais, 2007), leurs effets sur la pauvreté n'en restent pas moins problématiques (Froger et Maizière, 2013).

En effet, les PSE peuvent être perçus comme une forme de renoncement au développement et de mise en dépendance des sociétés du Sud par les puissances industrialisées (Karsenty, 2004). Les populations rurales les plus pauvres seraient en fait laissées dans une situation de trappe à pauvreté qui se caractériserait par un faible niveau des rentes (basées sur les revenus des plus pauvres), une baisse de la production agricole et un retour à l'utilisation de produits forestiers marginaux et non accumulables.

Même au Costa Rica, où a été mis en place un programme de PSE qualifié par de nombreux acteurs d'exemplaire, les impacts sociaux s'avèrent mitigés à bien des égards. Tout d'abord, une étude relative aux budgets des différents participants impliqués dans le programme costaricien démontre la faible part des PSE dans les revenus globaux des petits propriétaires terriens (Miranda, Porras et Moreno, 2003). Les sommes attribuées par le programme ne participent alors que très peu au budget des populations les plus pauvres.

93. À titre d'exemple, le programme Working for Water d'Afrique du Sud mis en place à partir de 1995 a permis la création de 20 000 emplois pour des personnes non qualifiées, dont 53 % pour les femmes (Hosking et Du Preez, 2004 ; Turpie *et al.*, 2008)

Par ailleurs, Sembrés (2007) note la faible participation ou la non-participation des populations (petits propriétaires terriens, populations rurales pauvres) qui devraient profiter des potentialités sociales des PSE, ce qui induit une forme d'exclusion susceptible de conduire à une marginalisation croissante de ces populations et au creusement des inégalités sociales. Au Costa Rica, les paysans pauvres côtoient des propriétaires dont les revenus proviennent d'activités urbaines (et non pas agricoles). Ces derniers ne sont donc pas obligés d'abandonner une quelconque activité rémunératrice, contrairement aux paysans pauvres qui ont donc un coût d'opportunité[94] plus élevé au moment de considérer l'entrée dans le système de PSE. De même, le coût de transaction pour bénéficier d'un projet de reforestation est estimé à environ 650 dollars pour la plus petite des exploitations (Miranda, Porras et Moreno, 2003), ce qui rend quasi inaccessible l'accès aux PSE pour les populations les plus pauvres. Les participants au programme costaricien sont plutôt de grands propriétaires terriens, ne vivant majoritairement pas dans leur ferme sous contrat pour des PSE, possédant des titres légaux de propriété, un haut niveau d'éducation et des revenus relativement élevés et diversifiés dans des activités non agricoles (Miranda, Porras et Moreno, 2003 ; Ortiz Malavasi, Sage Mora et Borge Carvajal, 2003 ; Zbinden et Lee, 2005).

En termes d'impacts pour les non-participants, nous pouvons signaler que le retrait de terres agricoles pour la reforestation pourrait être également responsable d'une hausse des prix fonciers, et ainsi augmenter la difficulté d'accès à la propriété. De plus, une telle pratique serait susceptible de conduire à une certaine insécurité alimentaire. En réduisant les terres cultivables dans une région, l'offre alimentaire à l'échelle locale pourrait alors devenir inférieure à la demande, ce qui par un effet propre au marché augmenterait le prix des denrées, excluant ainsi les plus pauvres.

Ces phénomènes d'exclusion des plus pauvres et de renforcement des inégalités d'accès aux bénéfices des PSE se retrouvent également dans les situations où les droits de propriété ne sont pas officiellement définis et les paiements ne sont pas faits à l'hectare, comme dans le cas du Cambodge. Dans ce cas, le pouvoir de capter la rente issue des PSE dépend non seulement de l'accès à certaines ressources (droits d'usage de la terre dans ce cas, main-d'œuvre), mais aussi des jeux de pouvoir locaux préexistants. Ceci a été illustré au Cambodge pour une situation dans laquelle la redistribution des paiements était gérée par des institutions communautaires qui étaient elles-mêmes dirigées par des personnes bénéficiant déjà d'un certain pouvoir (par exemple des autorités locales) (Milne et Adams, 2012). Du coup, le projet a non seulement renforcé les inégalités de pouvoir, mais a aussi créé des inégalités d'accès aux bénéfices de la protection des ressources naturelles.

94. Par coût d'opportunité, nous entendons le manque à gagner qu'engendre l'adoption de pratiques ou d'usages du sol promue par les PSE par rapport aux revenus que les paysans pourraient tirer de pratiques ou d'usages du sol alternatifs.

La question des conséquences sociales des projets de PSE a été le terreau d'un débat vif au sujet des objectifs attribués à ce type d'instruments : les projets doivent-ils intégrer des objectifs de lutte contre la pauvreté ou se cantonner à l'atteinte d'objectifs environnementaux, sachant qu'ils sont souvent mis en place dans des pays en développement auprès de populations rurales pauvres ? Certains soulignent que ces deux objectifs sont interdépendants (par exemple, un mécanisme de paiement qui ne trouve pas de légitimité localement aura peu de chance d'atteindre ses objectifs environnementaux) et que, dans certains cas, les projets de PSE peuvent avoir des effets sociaux négatifs qui ne sont pas éthiquement acceptables car affectant des populations pauvres (Pascual *et al.*, 2014). D'autres avancent que les PSE ont été conçus à l'origine pour atteindre des objectifs environnementaux (et sont donc peu adaptés pour atteindre des objectifs sociaux), qu'il est difficile d'atteindre plusieurs objectifs avec un même outil (sur la base du constat de l'échec des projets de développement et de conservation intégrés) et que leur nature volontaire garantit le fait que les participants ne peuvent être négativement affectés (Kinzig *et al.*, 2011). Néanmoins, ils reconnaissent que l'atteinte d'objectifs environnementaux ne doit pas se faire au détriment d'objectifs sociaux et de lutte contre la pauvreté.

VERS UNE MARCHANDISATION DE LA NATURE ?

Au-delà des débats sur les effets, des critiques portent sur la philosophie sous-jacente des PSE, et en particulier sur l'aspect marchand que véhicule l'outil, et l'idée même de la marchandisation de la nature (Maris, 2014 ; McAfee, 1999 ; McCauley, 2006). Pour certains, les PSE ne sont qu'un des outils économiques permettant de pérenniser financièrement la conservation de la biodiversité, au même titre que les banques de compensation ou les fonds fiduciaires par exemple (Emerton, Bishop et Thomas, 2006 ; OCDE, 2014). Ils participent ainsi à la recherche de nouveaux mécanismes permettant de financer cette conservation alors même que tous constatent une déconnexion entre l'augmentation de la surface des aires protégées à travers le monde et les ressources financières mobilisées pour les faire fonctionner. Il s'agit donc d'une démarche plus pragmatique (rechercher des financements) que politique (s'opposer à la marchandisation de la nature) portée par des gestionnaires d'aires protégées dans une perspective managériale. Pour d'autres, les PSE ne sont qu'une manifestation supplémentaire de la tendance générale à une marchandisation de la nature (Maris, 2014 ; McAfee, 2012). Le fait qu'ils soient aujourd'hui promus par des institutions qui revendiquent la création de marché de la biodiversité (OCDE, United Nations Environment Programme Finance Initiative, Ecosystem Marketplace, etc.) est effectivement un argument pertinent.

Ces approches très critiques des PSE s'attachent à démontrer le fait que ce type de mécanisme est souvent le résultat d'un processus politique qui

englobe de multiples acteurs, de multiples intérêts, des jeux de pouvoir et une influence forte de certains discours ou idées (qui n'ont pas de fondement factuel ou scientifique) (McAfee et Shapiro, 2010). Ceci contraste avec l'approche d'origine qui conceptualise l'émergence des mécanismes de PSE comme le résultat d'une négociation bilatérale entre un acheteur et un vendeur. Ce type d'études renforce leur message en montrant, par exemple, comment la rhétorique néo-libérale a fortement influencé leur diffusion (Shapiro-Garza, 2013).

CONCLUSION

Face à ce boom, à tous les débats et les controverses qui en découlent et à ce besoin de clarification des enjeux pour les praticiens, les PSE, dans leur diversité, doivent être considérés comme des outils additionnels et non alternatifs aux précédentes actions. Ils ne constituent pas la panacée que laisserait supposer la médiatisation de certaines *success stories* mises en avant par des acteurs soucieux de promouvoir des approches marchandes (par idéologie ou par besoin de financement). Il y a d'ailleurs très peu d'analyses tangibles sur l'efficacité environnementale de ce type d'outil, notamment en raison de l'absence de données ou du fait de biais courants des études d'évaluation. Le seul point sur lequel la communauté scientifique parvient à un accord est sur le fait que les chances de réussites de ces PSE sont d'autant plus grandes que le contexte institutionnel à l'échelle locale est propice. Cela comporte deux conditions importantes : qu'il existe au préalable une action collective visant à gérer durablement les écosystèmes sur un territoire donné et que la variable incitation économique soit la clé de voûte du problème environnemental à traiter ou le principal levier de l'action collective à renforcer.

Aussi, les différentes formes de PSE (compensation, récompense en nature, monétaire ou un mixte des deux, financé par les bénéficiaires ou par un intermédiaire, de nature publique ou privé) doivent être définies en fonction de ces conditions, et non pas au regard d'une quelconque définition canonique ou de préjugés idéologiques.

9
MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES ET PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

Olivier Aznar, Xavier Augusseau, Muriel Bonin, William's Daré, Mélanie Décamps, Christophe Déprés, Jérôme Queste

Les mesures agro-environnementales ont été introduites comme mesures d'accompagnement de la réforme de la politique agricole commune de 1992. Cette réforme a profondément modifié la politique européenne de soutien à l'agriculture : des aides directes aux agriculteurs ont été instaurées à la place du soutien des prix. En coupant le lien entre le montant des aides reçues par un agriculteur et ses rendements, ceci a limité les efforts d'intensification. En parallèle, les mesures agro-environnementales ont eu pour but de rémunérer les agriculteurs qui s'engagent volontairement à préserver l'environnement. En plus de vingt ans d'existence, les mesures agro-environnementales ont connu des évolutions étroitement liées aux réformes successives de la politique agricole commune.

Ces mesures sont mises en œuvre dans le cadre d'un contrat de cinq ans entre l'agriculteur et l'État qui donne lieu au versement par l'État d'une compensation des surcoûts ou des manques à gagner de l'agriculteur liés à la mise en œuvre d'un changement de pratique. Le versement par l'État peut se lire soit comme une subvention en regard d'une externalité positive[95], soit comme un contrat entre un agriculteur et l'État. Il ne s'agit pas d'un versement automatique, car l'agriculteur souscrit volontairement à une mesure agro-environnementales.

95. Il y a externalité positive lorsque les actions d'un agent bénéficient involontairement à d'autres agents (producteurs ou consommateurs) sans que l'agent émetteur ne reçoive de compensation financière par les agents récepteurs de cette externalité.

À l'heure actuelle, un débat existe pour savoir si les mesures agro-environnementales peuvent être requalifiées comme des PSE. En effet, la notion de PSE émerge et son usage se renforce, non seulement dans le milieu scientifique, mais également sur le plan politique, notamment international (chapitre 1). Avec le terme de service environnemental employé dans le domaine agricole, il s'agit d'un service rendu par l'agriculteur en vue de protéger l'environnement, terminologie utilisée dans un argumentaire général visant à justifier le soutien à l'agriculture. Il émerge ainsi un instrument d'action publique inspiré de ce concept, les PSE promus par la Banque mondiale et par d'autres acteurs avec des projets pilotes dans les pays du Sud (Wunder, 2005) (chapitre 8).

Dans ce contexte d'évolution des mesures agro-environnementales d'une part, et d'émergence sur la scène internationale des concepts de service écosystémique et de PSE d'autre part, ce chapitre vise à explorer les relations entre ces différents concepts. Il se base sur une série d'entretiens auprès des gestionnaires des mesures agro-environnementales, ainsi que sur une revue de la littérature (articles scientifiques et rapports d'étude, littérature grise sur les mesures agro-environnementales). Le chapitre présente dans une première partie l'évolution des mesures agro-environnementales depuis leur création en 1985. Dans la seconde partie, nous débattons des liens entre les mesures agro-environnementales et les PSE.

L'ÉVOLUTION HISTORIQUE DES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

La politique agricole commune, mise en place en 1962, a rapidement atteint les objectifs qui lui étaient fixés en termes de productivité et de sécurisation des approvisionnements agricoles. Les premiers effets négatifs, liés à l'orientation productiviste adoptée en 1962, de cette politique sur les plans environnemental (pollution), économique (surproduction) et budgétaire (croissance non contrôlée) ont déclenché une série de réformes de la politique agricole commune depuis 1971.

En 1985, l'Union européenne a introduit des incitations environnementales par le biais de l'adoption du règlement CEE n°797/85. Ce règlement contenait un article qui a donné naissance aux mesures agro-environnementales. Il s'agit de l'article 19 qui traite des aides nationales aux zones sensibles « ayant un intérêt reconnu du point de vue de l'écologie et du paysage ». Cet article constitue alors une disposition secondaire et restreinte, dans un contexte de réduction des excédents des productions agricoles (Pellegrini, 1995). Cette intrusion de l'environnement a été diversement accueillie par les pays de l'Union européenne. Le processus de transfert de cette réglementation européenne en droit national montre une grande divergence entre les pays du nord de l'Union européenne et ceux du sud quant à l'importance accordée aux incitations environnementales (Facchini, 1999).

Sur cette base, la France a expérimenté des dispositifs volontaires et contractuels visant à inciter les agriculteurs à maintenir ou à adopter des pratiques respectueuses de l'environnement.

LA PRIME À L'HERBE, UNE SUBVENTION POUR UNE EXTERNALITÉ POSITIVE

La prime à l'herbe (ou prime au maintien des systèmes d'élevage extensifs) a été instaurée à l'échelle nationale en 1993. Cette prime à l'herbe visait globalement à subventionner l'élevage extensif, dans une logique de rémunération des externalités positives. Elle subventionnait de façon indifférenciée l'ensemble des élevages présentant un taux de chargement (densité animale par hectare) conforme à un cahier des charges. Cette prime, classée parmi les mesures agro-environnementales, ne concernait que la France, mais Brau-Nogué *et al.* (2001) rappellent que des dispositifs voisins existaient dans d'autres pays (Autriche, *Länder* du sud de l'Allemagne par exemple). L'agriculteur s'engage, au titre de la prime à l'herbe, à respecter certaines pratiques de gestion de l'espace et de production de services environnementaux : entretien des prairies, taux de chargement entre 0,3 et 1,4 « unité gros bétail » par hectare, fertilisation limitée. Elle s'adressait plutôt aux éleveurs de montagne qu'aux éleveurs situés en plaine. Avec 102 000 contrats signés en 1998, la prime à l'herbe a touché 5,5 millions d'hectares, soit près de la moitié des prairies françaises, essentiellement dans les grands massifs montagneux et l'Ouest de la France. 50 % des bénéficiaires étaient situés dans le Massif central. Au titre de ses acquis positifs, on avance souvent que la prime à l'herbe a permis le maintien des prairies, concourant ainsi à l'entretien des paysages. Si la prime à l'herbe a parfois été présentée comme une subvention déguisée à l'élevage, elle n'était que très faiblement connectée à la politique de l'élevage. Lui a succédé la prime herbagère agro-environnementale de 2003 à 2014. À partir de la programmation 2014-2020, ce dispositif est intégré dans l'indemnité de compensation de handicap naturel. Cette indemnité s'adresse aux éleveurs extensifs de montagne : cela met l'accent sur les contraintes qui pèsent sur l'exercice de l'agriculture de montagne et sur le fait que ce type d'agriculture produit des externalités positives.

ÉMERGENCE ET MONTÉE EN PUISSANCE DE DISPOSITIFS LOCALISÉS

Aux opérations groupées d'aménagement foncier, mises en œuvre en 1985 sur des territoires à enjeux fonciers, ont succédé les opérations locales agro-environnementales, mis en œuvre en 1993 à l'échelle locale à partir d'un cahier des charges national. Elles ont été conçues dans le cadre du volet d'accompagnement national de la réforme de la politique agricole commune,

datant de mai 1992. Les opérations locales agro-environnementales ont ainsi concerné 28 000 exploitations agricoles en 1997.

En parallèle, de 1993 à 1997, des plans de développement durable ont été expérimentés pour répondre aux engagements pris par la France dans le cadre du Sommet de la terre de Rio de Janeiro en 1992. Ils consistaient à réaliser un diagnostic à l'échelle de l'exploitation pour identifier et mettre en place des actions visant à répondre aux enjeux du développement durable. Ces plans de développement durable, conçus à l'échelle de l'exploitation, ont concerné 700 exploitations agricoles. Les plans de développement durable ont préfiguré les contrats territoriaux d'exploitation introduits par la Loi d'orientation agricole de 1999.

En 1999, le second pilier de la politique agricole commune est créé : il concerne la politique de développement rural, alors que le soutien des marchés constitue le premier pilier. Le contrat territorial d'exploitation est une politique française, mais elle s'intègre dans le second pilier, en soutenant les exploitations s'engageant dans une logique d'agriculture multifonctionnelle. Les exploitations s'engageant dans un contrat territorial d'exploitation signaient un contrat pour un volet environnemental (au titre des mesures agro-environnementales) et un volet économique (au titre des investissements productifs). 40 000 exploitations avaient signé un contrat territorial d'exploitation en 2003.

Le contrat territorial d'exploitation a été remplacé en 2003 par le contrat d'agriculture durable, dispositif simplifié et recentré sur des problématiques environnementales (Urbano et Vollet, 2005). Le règlement de développement rural adopté par l'Union européenne en 2007 s'est traduit par un abandon de ces approches globales à l'échelle de l'exploitation agricole privilégiées dans les contrats territoriaux d'exploitation, puis dans les contrats d'agriculture durable. Les mesures agro-environnementales ont été redéfinies à l'échelle de la parcelle dans le cadre du programme de développement rural hexagonal, qui décline en France métropolitaine le règlement de développement rural européen pour la période 2007-2013, et dans les versions régionales de ce programme pour les départements d'outre-mer (Réunion, Martinique, Guadeloupe et Guyane).

Sur la programmation 2007-2013, les mesures agro-environnementales s'inscrivent dans quatre problématiques : la protection de l'eau (au regard de la directive cadre sur l'eau), la conservation de la biodiversité (au regard de la directive Natura 2000), l'entretien du paysage et enfin la protection du sol. Tous les ans, 20 000 agriculteurs s'engagent volontairement dans des mesures agro-environnementales, selon trois types de dispositifs :

– des dispositifs nationaux à cahiers des charges nationaux. Il s'agit de la prime herbagère agro-environnementale, en faveur des prairies permanentes, et de la mesure agro-environnementales rotationnelle, favorisant la rotation des cultures ;

– des dispositifs régionaux à cahiers des charges nationaux : il s'agit notamment de la conversion à l'agriculture biologique, du maintien de l'agriculture biologique, de la protection des races menacées ou encore de l'amélioration du potentiel pollinisateur des abeilles ;
– un dispositif territorialisé conçu à l'échelle régionale : les mesures agro-environnementales territorialisées visant les enjeux eau et biodiversité ; leur vocation est de s'appliquer à des territoires ciblés.

Pour la programmation 2015-2020, des mesures agro-environnementales et climatiques sont mises en place. Elles se situent dans la même logique que les mesures agro-environnementales de la génération précédente, avec un ciblage sur certaines zones et certains enjeux. Le ciblage des enjeux est élargi à la question climatique, mais les principes restent les mêmes (Poux, Faure et Villien, 2015). Deux types de mesures sont proposés : des mesures agro-environnementales et climatiques dites « système », visant un engagement global d'une exploitation (dans une logique proche de celle des contrats territoriaux d'exploitation de début 2000) et des mesures à l'échelle de la parcelle. Les mesures systèmes visent un changement global de l'exploitation ou le maintien de systèmes cohérents afin de répondre à plusieurs enjeux environnementaux. Les mesures à l'échelle de la parcelle visent à traiter un problème spécifique de la façon la plus efficace possible.

Dans la programmation 2015-2020, deux dispositifs en faveur de l'environnement sont introduits dans le premier pilier : d'une part, le renforcement de la conditionnalité des aides du premier pilier aux bonnes conditions agricoles et environnementales, d'autre part, un paiement vert pouvant représenter jusqu'à 30 % de l'enveloppe des aides directes du premier pilier. Ces deux dispositifs viennent renforcer les mesures agro-environnementales qui relèvent quant à elle du second pilier. Le verdissement du premier pilier représente une enveloppe budgétaire plus importante que celle des mesures agro-environnementales et climatiques. Ainsi, dans la politique agricole commune actuelle, la tendance est au renforcement du verdissement du premier pilier, plus qu'au recentrage sur les mesures agro-environnementales du second pilier.

UN BILAN CONTRASTÉ

En France, sur l'ensemble de la période 2007-2013, les mesures agro-environnementales ont représenté environ 4,2 milliards d'euros sur les 48,9 milliards d'euros de politique agricole commune, soit moins de 9 % du budget total. Ainsi, les mesures agro-environnementales pèsent modestement en termes budgétaires. On retrouve tout au long de l'histoire des mesures agro-environnementales une dichotomie entre les dispositifs à faible valeur écologique ajoutée, mais couvrant des surfaces importantes, et des mesures ciblées et induisant des plus grands changements de pratiques,

mais très peu adoptées par les agriculteurs. On peut observer ce phénomène en France métropolitaine comme dans les départements d'outre-mer. Les évaluations successives conduites sur les mesures agro-environnementale montrent un effet mitigé de ces mesures, avec d'importants effets d'aubaine pour les mesures les moins contraignantes, notamment les mesures herbagères (Chabé-Ferret et Subervie, 2013 ; Uthes et Matzdorf, 2013).

Ces évolutions successives du dispositif des mesures agro-environnementales ont été marquées par un certain tâtonnement dans les approches privilégiées (filières, territoire, parcelle, exploitation, etc.). Aujourd'hui, elles se recentrent de plus en plus sur des surfaces ciblées présentant des enjeux environnementaux reconnus (eau, biodiversité, climat).

Les mesures agro-environnementales territorialisées.

Nous détaillons le dispositif des mesures agro-environnementales territorialisées car sa dimension territorialisée se traduit par un certain nombre de singularités du point de vue de sa mise en œuvre. Si elles sont toujours pilotées par les services déconcentrés du ministère de l'Agriculture, les mesures agro-environnementales territorialisées sont définies, pour chaque territoire à enjeu (eau ou biodiversité), par un porteur de projet local de manière à parfaire leur adaptation au contexte local. Un nombre réduit de mesures doit être sélectionné pour chaque territoire en vue d'améliorer la lisibilité et la cohérence des actions. Chacun des cahiers de charges de ces mesures est conçu à partir d'une combinaison d'engagements unitaires définis à l'échelle nationale. Le dispositif des mesures agro-environnementales territorialisées favorise l'émergence de porteurs de projet, appelés opérateurs agro-environnementaux, qui apparaissent comme les interlocuteurs privilégiés (et non plus seulement les services départementaux du ministère de l'Agriculture) des agriculteurs dont les exploitations sont localisées sur les territoires à enjeux (eau ou biodiversité). Les opérateurs agro-environnementaux peuvent être des structures porteuses de projet issues du monde associatif de la protection de l'environnement, de syndicats mixtes, de collectivités territoriales, de l'Office national des forêts, des chambres d'agriculture, etc. Ils contribuent alors activement à la promotion et à la contractualisation de la mesure. Cependant, signalons une forte hétérogénéité selon les territoires : par exemple, la territorialisation des mesures ne s'est concrétisée dans les départements d'outre-mer qu'à la Réunion où elle a finalement été abandonnée en 2012.

Elles révèlent une volonté d'améliorer l'efficacité des mesures, les dispositifs successifs privilégiant une logique de contractualisation et de

territorialisation. Ces dispositifs territorialisés se rapprochent progressivement d'une logique de PSE, car ils ciblent certains enjeux précis. Mais, à la différence du modèle théorique des PSE (Wunder, 2005), les mesures agro-environnementales territorialisées ne sont pas financées principalement par les bénéficiaires (par exemple les consommateurs d'eau potable), mais par des subventions européennes et étatiques.

QUELS LIENS ENTRE MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES ET PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ?

À l'échelle de la Commission européenne, les terminologies mentionnent explicitement la référence aux services environnementaux. Ainsi, le site internet de la Commission européenne présente les mesures agro-environnementales de la façon suivante[96] en 2015 :

> « Les mesures agro-environnementales sont un élément essentiel du dispositif prévu pour intégrer les préoccupations environnementales à la politique agricole commune (Pac). Elles visent à encourager les agriculteurs à protéger et à valoriser l'environnement en les rémunérant pour la prestation de services environnementaux ».

À l'échelle européenne, on observe globalement une affirmation croissante de la fourniture de services environnementaux par les agriculteurs dans le cadre des mesures agro-environnementales. À l'échelle nationale, ces mesures sont aujourd'hui définies par le ministère de l'Agriculture comme des mesures souscrites volontairement par des agriculteurs en faveur de l'environnement.

On assiste, enfin, à l'émergence de nouveaux acteurs : les acteurs intermédiaires (voir encadré), mais aussi les co-financeurs, notamment les collectivités territoriales ou les agences de l'eau qui peuvent être vues comme les représentants des intérêts des bénéficiaires directs. Par exemple, dans le cadre des mesures agro-environnementales territorialisées concernant la protection de l'eau, les agences de l'eau les cofinancent avec l'Union européenne car elles représentent les usagers du service d'eau potable (elles sont financées par des redevances des usagers).

Avec les obligations de résultat et non plus de moyens, la rémunération passe d'une logique de compensation des surcoûts et/ou des manques à gagner à une logique de paiement pour service rendu. Le fait de raisonner en termes de service environnemental et de paiement pour services rendus conduit à privilégier un mode de régulation ou d'action fondé sur une logique volontaire et contractuelle. Cette logique a fait l'objet de débats

96. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/measures/index_fr.htm

et de réflexions au niveau du ministère de l'Agriculture français comme le montre le rapport Vert et Colomb (2009), ainsi que les entretiens que nous avons conduits au ministère (Valette *et al.*, 2012). Le ministère de l'Écologie a également produit en 2009 un document qui invitait à favoriser la rémunération de services environnementaux à travers la politique agricole commune. Ce document ayant déplu aux acteurs de l'agriculture, il a rapidement été retiré du site internet du ministère de l'Écologie.

UNE LOGIQUE DE RÉMUNÉRATION QUI ÉVOLUE VERS DES PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ?

La notion de paiement a évolué dans le cadre du dispositif des mesures agro-environnementales : peut-on pour autant parler de rémunération des agriculteurs au titre de la fourniture de services environnementaux ? Cette notion de paiement fait, en soi, débat. Est-ce que le paiement perçu par les agriculteurs au titre de leur participation à la politique des mesures agro-environnementales peut être vu comme un paiement pour un service environnemental rendu par l'agriculteur à la société ? Deux approches sont ici convoquées pour tenter de répondre à la question : celle des juristes et celle des économistes. Les juristes s'attachent à qualifier la forme de relation qui s'établit entre les agriculteurs et les pouvoirs publics à cette occasion : peut-on parler de contrat au sens juridique du terme ? Et, si oui, est-ce un contrat de rémunération d'un service environnemental ? Quant aux économistes, ils s'intéressent aux modalités de fixation du prix du service et de contractualisation : la rémunération offerte est-elle suffisamment incitative ? Des mécanismes concurrentiels comme ceux, par exemple, des enchères jouent-ils un rôle dans l'attribution des fonds publics ?

Des mesures agro-environnementales conçues initialement comme une aide publique classique

Sur le plan juridique, l'idée de payer des agriculteurs en contrepartie d'engagements environnementaux trouve sa genèse en 1985 avec la publication du Livre vert européen et l'adoption de l'article 19 du règlement CEE n°797/85, qui ont contribué à instaurer un régime communautaire d'aides aux pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. En 1992, le règlement n°2078/92 concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de protection de l'environnement et d'entretien de l'espace naturel étend ce régime à l'ensemble du territoire. Le paiement se concrétise alors par une contractualisation volontaire sur cinq ans en contrepartie d'engagements agro-environnementaux pris par l'agriculteur. La notion de paiement est ici entendue dans le sens d'aides ou de soutiens publics. Les modalités du paiement doivent être en conformité avec les règles de l'Organisation mondiale du commerce afin d'éviter les distorsions de concurrence entre États (Oréade-Brèche *et al.*, 2015). Cette contrainte

est reprise dans le règlement européen de développement rural qui précise que le paiement agro-environnemental ne doit pas « surcompenser les agriculteurs au-delà de leurs coûts additionnels de mise en œuvre et de leur éventuel manque à gagner ».

Quant au niveau des paiements, tout comme dans la nature et dans le contenu des engagements pris, ils ne peuvent être totalement librement négociés et discutés par la profession agricole elle-même[97], *a fortiori* au niveau individuel par les agriculteurs. Une asymétrie forte existe entre les parties signataires : l'État d'un côté et les agriculteurs de l'autre. Doussan, Thanneberger-Gaillarde et Thiébaut (2000) avaient déjà souligné, lors de l'instauration des contrats territoriaux d'exploitation, le paradoxe dans l'utilisation du terme de contrat [territorial d'exploitation] dans la Loi d'orientation agricole de 1999.

Finalement, le paiement est d'abord considéré comme une aide publique en contrepartie d'engagements. Il relève du régime des soutiens publics encadré réglementairement par l'Union européenne et l'Organisation mondiale du commerce. Les textes parlent plus généralement de « paiements en contrepartie d'engagements agro-environnementaux et climatiques des agriculteurs » (termes repris dans le Règlement développement rural ou RDR III de 2013[98]).

Vers un paiement conçu comme la rémunération d'un contrat de service environnemental ?

Une interrogation forte porte sur le caractère incitatif du paiement accordé aux agriculteurs dans le cadre des mesures agro-environnementales. Comme le suggèrent Bureau et Thoyer (2014, p. 75), un raisonnement strictement économique voudrait que le paiement proposé se situe nécessairement entre « le montant maximal que la société est prête à payer pour bénéficier de ce service (la valeur qu'elle accorde à ce service) et le montant minimal que l'agriculteur consent à toucher » pour adopter le cahier des charges environnemental. Ce « consentement à recevoir » dépend des coûts qu'il aura à subir (en termes d'achat de matériel, d'efforts d'apprentissage ou de perte de rendement), mais aussi de « sa perception des risques qu'il prend et même de sa motivation pour participer à la fourniture de biens environnementaux ». Dès lors, toujours selon Bureau et Thoyer (2014), rien n'empêcherait de considérer le contrat agro-environnemental comme une transaction dans

97. Cette affirmation est cependant à nuancer dans la mesure où certaines mesures agro-environnementales *ad hoc* de niveau régional, comme par exemple les mesures agro-environnementales territorialisées pour la canne, sont conçues en étroite collaboration avec la profession et les planteurs de canne à sucre (sources : Direction de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt de la Réunion).

98. Règlement (UE) N°1305/2013 du Parlement européen et du conseil du 17 décembre 2013.

laquelle la société « achète » un service environnemental à l'agriculteur, donc comme une forme de PSE.

À cela, les juristes rétorquent que le fait de qualifier juridiquement les engagements des agriculteurs bénéficiaires de paiements agro-environnementaux de service environnemental conduit à mettre le service au cœur du contrat ; celui-ci constituerait alors l'objet, dans la mesure où le service détermine les obligations de chacune des parties (Hermon et Doussan, 2012).

D'une part, cette évolution change la nature des obligations de l'agriculteur qui ne s'engage pas seulement à respecter un cahier des charges mais devient responsable de la fourniture d'un service (identifiable, mesurable), sous peine de vider le contrat de son sens. Or, comme le montrent Hermon et Doussan (2012), le service est bien souvent introuvable (on rémunère un changement de pratiques et le service environnemental supposé rendu est difficile à identifier), voire on observe des « paiements hors-service » (le paiement ne correspondant pas à la valeur du service environnemental fourni mais calculé en fonction des coûts supportés par l'agriculteur).

D'autre part, le glissement vers les PSE est de nature à changer le régime juridique des fonds publics attribués puisque le paiement ne serait plus considéré comme « un soutien public mais comme la rémunération d'un service et dès lors relever plutôt du régime des services d'intérêt économique général (SIEG) au sens du droit de l'Union » (Hermon et Doussan, 2012 p. 282). En conséquence, les paiements agro-environnementaux devraient logiquement sortir du cadre de la politique agricole commune pour être soumis aux règles de la concurrence.

Ainsi, le flou qui entoure actuellement l'identification de ces services, tant du point de vue de l'objet du paiement (que rémunère-t-on ?) que de leur régime juridique (celui des aides publiques s'inscrivant dans le cadre réglementaire fixé par l'Union européenne pour le développement rural, lui-même contraint par le droit international de l'Organisation mondiale du commerce), constitue « autant d'obstacles pour considérer les PSE comme de véritables [contrats] de service » (Hermon et Doussan, 2012 p. 279). Le dispositif européen des mesures agro-environnementales demeure donc fondé sur la notion de compensation des coûts (surcoûts ou manques à gagner) des agriculteurs plutôt que sur celle de la rémunération du service environnemental fourni par l'agriculteur.

LES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES : UNE LOGIQUE DE SUBVENTION

Même si des débats ont eu lieu lors de l'élaboration des règles pour les mesures agro-environnementales sur la période 2014-2020, l'idée de paiement pour service rendu n'est pas reprise dans les textes qui instaurent les mesures agro-environnementales et climatiques au niveau européen.

Par exemple, la position officielle du gouvernement français n'était pas de défendre l'idée de PSE en lien avec les mesures agro-environnementales. En effet, la question de l'environnement est abordée dans ces débats, non pas tant autour des mesures agro-environnementales, mais autour du verdissement du premier pilier (Rutz, Schramek et Von Urff, 2012). Plus globalement, une analyse des débats au sein de différents États membres montre que la place de l'environnement dans la politique agricole commune est une préoccupation forte dans les pays d'Europe du Nord et germanique, mais ne rencontre qu'un faible écho en Europe du Sud et de l'Est (Bouquet, 2012 ; Rutz, Schramek et Von Urff, 2012). Le rapport de force entre les acteurs agricoles et les acteurs de l'environnement aboutit à une prédominance de la perspective agricole classique, plus centrée sur la prééminence de la production agricole que sur la protection de l'environnement.

Il demeure une forte ambiguïté des mesures agro-environnementales actuelles : poursuivent-elles un objectif de soutien au revenu ou un objectif environnemental ? Ces deux objectifs sont présentés conjointement depuis la genèse des mesures agro-environnementales (Ansaloni, 2015) et leur conjonction demeure l'objet de fortes controverses (Berriet-Solliec, Déprés et Vollet, 2003 ; Berthelot, Chatellier et Colson, 1999 ; Kuhfuss *et al.*, 2012). Certains acteurs s'opposent à la notion de service environnemental. Ainsi, lors d'un entretien, un représentant d'un syndicat agricole explique : « Cela menace l'unité du monde agricole ». L'évolution du cadre européen montre que l'on reste dans la logique surcoût/manque à gagner, et non pas dans celle de la rémunération d'un service. Dans la grande majorité des cas, le principe de rémunération reste différent pour les mesures agro-environnementales et les PSE (Baylis *et al.*, 2008). Cela traduit une évolution des mesures agro-environnementales qui se situent, aujourd'hui, à un stade intermédiaire entre une logique de subvention (exemple de la prime à l'herbe) et une logique de contractualisation bilatérale visant à faire rémunérer l'agriculteur par le(s) bénéficiaire(s) du service environnemental rendu (logique dont se rapprochent les mesures agro-environnementales territorialisées).

CONCLUSION

Au total, il semble que certains acteurs impliqués dans les réformes successives de la politique agricole commune se soient appropriés une rhétorique autour de la rémunération de services environnementaux proche de celle des PSE (mais sans référence explicite à ces derniers), mais cela ne semble pas encore se traduire par une évolution des instruments, en particulier des mesures agro-environnementales. Celles-ci sont basées sur la compensation de surcoûts et de manques à gagner. La rémunération des agriculteurs pour la fourniture de services environnementaux est davantage mentionnée comme une justification générale que pour la conception

concrète des instruments. Ainsi, les mesures agro-environnementales correspondent à une position intermédiaire entre une logique de subvention et une logique contractuelle dans la mise en œuvre de politique environnementale.

Ce phénomène n'est pas propre à l'Europe. De plus en plus de travaux conduits sur les PSE dans les pays du Sud montrent les mêmes résultats : les PSE reflètent une évolution des discours vers une plus grande prise en compte des mécanismes de marché, mais ils prennent, dans la réalité, des formes très diverses (chapitre 8). S'il existe bien une rhétorique sur les services écosystémiques en Europe, celle-ci n'est pas explicitement intégrée dans la conception de la politique agricole et de ses instruments. Il semble donc abusif d'affirmer que la logique des mesures agro-environnementales est de rémunérer des services environnementaux. Pour cela, il serait nécessaire de penser plus avant les changements qu'induirait une telle intégration de la notion de service écosystémique dans la politique agricole, non seulement au niveau de la rémunération de l'agriculteur, mais également sur la nature des engagements qu'il prend.

Là encore, une inflexion majeure vers la notion de PSE voudrait que l'on passe non seulement de mesures demandant une obligation de moyens à des mesures demandant une obligation de résultat, dans un esprit de contrat pour service rendu, mais que la présence d'un intermédiaire, à l'échelle du territoire, se renforce. Or, le débat sur la marchandisation de la nature reste ouvert (Maris, 2014) et l'engagement des acteurs de l'environnement (en particulier les Parcs naturels régionaux ou les Conservatoires d'espaces naturels) est encore limité, alors qu'ils jouent un rôle positif sur la participation des agriculteurs lorsqu'ils sont effectivement associés au dispositif (Décamps, 2011 ; Lastra-Bravo *et al.*, 2015).

Enfin, cela supposerait que les mesures agro-environnementales, aujourd'hui essentiellement financées par le contribuable (européen et français), bénéficient davantage de la participation directe des bénéficiaires/consommateurs du service rendu grâce, par exemple, à la participation renforcée des collectivités territoriales ou des agences publiques en charge de l'eau ou de la biodiversité.

10
LES ÉCO-CERTIFICATIONS, DES DISPOSITIFS EN FAVEUR DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ?

Jean-François Le Coq, Georges Serpantié, Fano Andriamahefazafy, Fernando Saenz-Segura

La notion de service écosystémique a inspiré la mise en place de mécanismes incitatifs en faveur de la conservation, notamment des écosystèmes forestiers et agroforestiers (Rapidel *et al.*, 2011). Alors que les certifications, les labels, les normes et les standards[99] étaient principalement conceptualisés comme des outils pour lutter contre les imperfections des marchés en fournissant des informations aux consommateurs (Chemnitz, 2007), ces instruments apparaissent de plus en plus comme des outils de promotion de la conservation de l'environnement, à travers sa variante environnementaliste : les éco-labels, les éco-certifications[100] ou les certifications environnementales. L'Union internationale pour la conservation de la nature met leur rôle potentiel en exergue pour aider à maintenir, et même à développer, la biodiversité (Cavrois, 2009) ; et l'initiative Ecoagriculture Partners[101] y voit un des instruments contribuant à la conservation de la biodiversité (Mankad, Negra et Gross, 2014). De fait, de plus en plus de dispositifs d'éco-certification accompagnent des démarches environnementalistes. De ce

99. Pour une clarification de ces différents termes, se référer à la section « Les effets de la mise en œuvre de l'éco-certification sur la fourniture de services écosystémiques » de ce chapitre.
100. Dans ce chapitre, nous privilégierons l'usage du terme d'éco-certification pour désigner ces dispositifs.
101. Ecoagriculture Partners est une initiative internationale soutenue par de nombreuses organisations de coopération et de recherche internationales visant à soutenir les communautés rurales afin qu'elles gèrent leur territoire de manière à améliorer leur qualité de vie, conserver la biodiversité et les services écosystémiques, et développer une production agricole durable (http://ecoagriculture.org, consulté le 16 octobre 2015).

point de vue, les éco-certifications sont susceptibles de soutenir la conservation des écosystèmes, et donc de préserver les services écosystémiques fournis par ces derniers. Elles apparaissent également dans les différentes classifications d'instruments identifiés pour la promotion de la biodiversité et des services écosystémiques (Ring et Schröter-Schlaack, 2011 ; Pirard et Lapeyre, 2014). Alors que le financement de la conservation devient un enjeu important, cet instrument soulève un intérêt grandissant du fait du nombre croissant de dispositifs de certification environnementale, de produits concernés et de l'ampleur des marchés des produits certifiés comme ceux de l'agriculture biologique qui n'ont cessé de croître depuis 1980, et surtout durant la dernière décennie (Willer et Kilcher, 2011).

Alors que le secteur forestier et la littérature portant sur les écosystèmes forestiers avaient intégré le concept de « services rendus par les forêts », puis de service écosystémique depuis de nombreuses années (Serpantié, Méral et Bidaud, 2012), le secteur agricole n'a intégré cette notion que très récemment, notamment à travers la FAO (2007). Aussi, la place de l'agriculture dans la littérature traitant de ces services reste encore limitée (Tancoigne *et al.*, 2014).

Si la certification environnementale forestière est considérée comme un outil pour la fourniture de services environnementaux (Wunder, 2005), la question reste posée pour ce qui est des filières agricoles. De quelle manière les filières agricoles peuvent-elles contribuer à la fourniture de services écosystémiques ? Dans quelle mesure les éco-certifications peuvent-elles inciter les producteurs à garantir la fourniture de services écosystémiques ?

Ce chapitre vise à discuter de la pertinence des dispositifs de certification environnementale des produits agricoles pour garantir la fourniture de services écosystémiques et réduire les impacts négatifs sur l'environnement du processus de production, de transformation, de mise sur le marché et, *in fine*, de leur consommation.

À partir d'études de cas de différentes certifications environnementales et de leur mise en œuvre dans des filières de produits agricoles au Costa Rica et à Madagascar, nous montrons que, si la notion de service écosystémique n'est pas encore mobilisée de manière explicite par les promoteurs de certifications environnementales, l'analyse de leurs cahiers des charges permet déjà de mettre en évidence des liens entre les normes de ces certifications et la fourniture potentielle de ces services. Nous montrons également que les résultats en termes de performances pour les fournir ou pour les préserver dépendent largement du contexte dans lequel les certifications sont mises en œuvre.

Après avoir rappelé les particularités des systèmes agricoles en matière de fourniture de services écosystémiques, et proposé un cadre identifiant les liens entre mécanismes de certification dans les filières et la provision de ces services, nous analyserons la mise en œuvre de plusieurs certifications au

Costa Rica et à Madagascar, puis nous discuterons les atouts et les limites des certifications en tant que dispositifs en faveur de leur fourniture.

FILIÈRE AGRICOLE ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : APPROCHE THÉORIQUE

Avec les travaux du MEA (Millennium Ecosystem Assessment), l'idée d'une relation directe entre écosystèmes, services écosystémiques et bien-être s'est fortement popularisée. Au sein des organisations environnementalistes, il est ainsi d'usage de ne considérer que les services positifs rendus par les écosystèmes, afin de valoriser les aspects les plus utiles pour la cause de la conservation, occultant d'éventuels « disservices » (Serpantié, Méral et Bidaud, 2012). Pour les agro-écosystèmes, il est difficile d'appliquer cette relation telle quelle.

AGRICULTURE ET SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

L'agriculture a la particularité de produire, de profiter de ou de subir à la fois des services et des « disservices » (Swinton *et al.*, 2007 ; Zhang *et al.*, 2007). De plus, en tant que résultat de pratiques et de processus écosystémiques, l'agro-écosystème est de nature hybride, et donc tous ses services sont en réalité coproduits par les humains et par ces processus, ce que n'envisageait pas le schéma du MEA dans lequel l'homme n'est que bénéficiaire des services rendus par des processus écosystémiques. Par ailleurs, si certains de ces services associés à l'agriculture sont issus de l'agro-écosystème lui-même (carbone, eau, beauté scénique, conservation des ressources, habitat, services culturels, services d'approvisionnement), comme dans le cas des écosystèmes forestiers, d'autres sont attachés au produit lui-même, soit en tant qu'aliment, une composante essentielle de l'environnement du consommateur (service de qualité gustative, de sécurité), soit en tant que produit transformé, à travers son contenu, en savoir-faire (service culturel). De tels services attachés au produit, pourtant essentiels au bien-être, ne pouvaient dériver de la grille d'analyse du MEA, où les services écosystémiques émanent seulement d'espaces.

Face aux systèmes agricoles industriels qui fournissent certes d'importants services d'approvisionnement (rendement et productivité de travail élevés), mais au prix de disservices ou d'une baisse de services écosystémiques (gaz à effet de serre, pollution des eaux, résidus de pesticides, destruction de la biodiversité, etc.), des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, des conditions de travail et du bien-être animal peuvent constituer des alternatives en fournissant, au prix d'une moindre productivité :

– des services d'approvisionnement axés sur la qualité : des aliments sains, non pollués, variés, goûteux ;

– des services de support et de régulation : réguler les eaux de surface (paysages en terrasses, réduction d'effluents polluants, etc.), freiner l'artificialisation urbaine des sols et des eaux et améliorer la protection contre les incendies, éliminer des déchets produits par des activités urbaines, préserver la santé des travailleurs agricoles et le bien-être des animaux domestiques, restaurer des sols, préserver des milieux semi-naturels, etc. ;
– des services culturels, patrimoniaux, identitaires (entretien de patrimoines bâtis et paysagers, qualité du cadre de vie dans les espaces ruraux résidentiels, maintien de savoir-faire, authenticité de produits servant à nourrir un sentiment identitaire et à motiver l'agro-tourisme).

Disservice.

Cet anglicisme est utilisé pour évoquer les liens négatifs entre écosystèmes et bien-être humain. Ce qui peut apparaître comme un oxymore (comment un service peut-il être négatif ?) s'explique par le fait que le terme de service écosystémique a été inventé pour mettre en valeur les bienfaits de la nature. Ce n'est que par la suite que certains analystes ont rappelé le fait que la nature peut dans certains cas générer des problèmes pour les humains, comme par exemple dans le domaine de la santé (virus, moustiques) ou agricole (adventices, prédateurs, pollution par les produits phytosanitaires ou par excès d'application de fertilisants). Plutôt que de parler de service négatif ou de mauvais service, nous utiliserons cet anglicisme qui se répand de plus en plus dans la littérature francophone.

DÉFINITIONS ET DIVERSITÉS DES CERTIFICATIONS ET DES ÉCOLABELS

Dans la littérature et dans le langage courant, il existe de nombreux termes pour dénommer les dispositifs visant à faire reconnaître la qualité environnementale d'un produit ou d'un service. Certains parlent d'Écolabels (avec un É majuscule), qui sont le signe de qualité apposé sur le produit permettant à l'acheteur (généralement les consommateurs) de distinguer des produits (et des services) plus respectueux de l'environnement[102]. En France, dans ce sens, deux Écolabels sont délivrés : la marque NF Environnement pour le marché français et Écolabel Européen pour le marché de l'Union européenne. Toutefois, dans la littérature, et c'est cette acception que nous lui donnerons dans ce chapitre, le terme d'écolabel (avec un é minuscule) est utilisé pour désigner tout signe distinctif qui permet à l'acheteur de

102. http://www.ecolabels.fr/fr/, consulté le 11 novembre 2014

disposer d'information sur la qualité environnementale des produits. Bien au-delà des seules marques NF, ils incluent ainsi dans le domaine agricole une large variété de signes tels que le label biologique ou des labels mis en place par des associations, comme celui de Rainforest Alliance. L'éco-certification désigne en revanche le processus de contrôle et d'attribution d'un sceau de reconnaissance aux produits censés avoir un moindre impact environnemental que des produits similaires (Wessells *et al.*, 2001). Enfin, d'autres auteurs parlent de normes ou de standards (privés ou non), en faisant davantage référence au cahier des charges suivi par les agents économiques qui désirent être certifiés (la certification) pour obtenir le signe de qualité (le label).

Ces trois termes ne s'opposent donc pas, mais correspondent aux différents éléments d'un dispositif de reconnaissance et de valorisation de la qualité environnementale d'un produit ou d'un service, ce que nous dénommons de manière générique par éco-certification dans ce chapitre, reposant sur un signe de qualité reconnaissable (le label), un processus de contrôle (la certification) et des critères à respecter et une règle du jeu (le standard ou la norme). Il existe un grand nombre de ces dispositifs pouvant être territorialisés, ou non[103]. Il peut s'agir de marques privées, reconnues et protégées juridiquement en vertu des lois de protection de la propriété intellectuelle, ou de labels officiels dont les cahiers de charges sont définis à l'échelle nationale ou internationale. En informant le consommateur sur l'impact environnemental du produit (ou du service) et sur sa qualité intrinsèque, ce marquage crée un lien entre le produit et son processus de production. Il en améliore l'image. En retour, il encourage les producteurs, les gouvernements et les autres agents à rehausser les exigences environnementales de leurs produits (Gallastegui, 2002). La certification Agriculture biologique (AB) en constitue un archétype, ayant été la première à se soucier d'environnement en agriculture et à agir à travers une règle volontaire basée sur la proscription de certains intrants d'origine industrielle et de certaines pratiques d'élevage jugées néfastes pour l'environnement, les conditions de travail, le bien-être animal ou la qualité du produit. Elle a ainsi ouvert la voie à d'autres types de labels à dimension environnementale.

L'ÉCO-CERTIFICATION, UNE FORME DE PAIEMENT POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX ?

La littérature faisant le lien entre le concept de service écosystémique et les éco-certifications reste encore limitée (Chervier, 2011). D'un point de vue théorique, les éco-certifications permettent d'intégrer, dans le

103. Nous ne parlons pas ici des indications géographiques pures qui sont des droits de propriété intellectuelle dont l'objet est commercial ou patrimonial avant d'être environnemental (voir Dedeire, 2011).

revenu des producteurs les plus vertueux en matière environnementale, le gain économique généré par un gain de bien-être global. Elles font alors partie des instruments dits de marché pour inciter aux bonnes pratiques et promouvoir l'environnement. Le rôle de la certification peut être vu de différentes manières. Selon Pirard et Lapeyre (2014), les éco-certifications font partie des instruments de marché, en envoyant un signal de prix volontaire ; en effet, il s'agit d'un dispositif où les producteurs envoient un signal au consommateur pour leur signifier que leur impact environnemental est positif en comparaison d'autres producteurs ne mettant pas en place de pratiques vertueuses pour l'environnement et que cela peut justifier d'une rémunération complémentaire ou premium. Certaines limites de cet instrument ont été identifiées, telles que la relativement faible disposition des consommateurs à payer davantage pour des produits ayant une certification environnementale, ainsi que la confusion des consommateurs face à la multiplicité des éco-certifications existantes. Mais il a l'avantage de se baser sur des marchés existants, ceux des produits agricoles ou forestiers, à la différence de marchés de services écosystémiques dont l'ensemble des caractéristiques est à créer. D'autres auteurs, faisant référence à l'économie de la fonctionnalité[104], considèrent que le produit agricole ne se réduit plus à un bien tangible, mais qu'il doit également garantir le respect des processus de production et des types d'approvisionnement en amont (ressources génétiques, alimentation animale, produits vétérinaires, semences, produits phytosanitaires, etc.). Ils conceptualisent les services écosystémiques comme un « service produit joint », un service intégré à un produit de consommation faisant l'objet d'un échange marchand (Froger *et al.*, 2012). Les dispositifs d'éco-certification peuvent être considérés comme des dispositifs permettant la rémunération des services joints à la production, dont les services écosystémiques, et ainsi susceptibles de favoriser la fourniture de ces services.

De fait, les éco-certifications et les PSE sont des dispositifs très proches (Wunder, 2005). Outre le fait qu'ils se basent sur une même préoccupation vis-à-vis de l'environnement, ils comportent un type d'incitation économique similaire basée sur la rémunération des externalités positives. Le producteur est directement incité à obéir à un cahier des charges plus exigeant, ou à rester fidèle à un système jugé vertueux. Le fonctionnement d'un dispositif d'éco-certification partage avec celui des PSE trois composantes : un système de financement, un système de paiement et un système de gouvernance (figure 10.1).

104. L'économie de la fonctionnalité (du Tertre, 2009) est un courant récent en économie : il rassemble un ensemble de travaux d'économistes et de gestionnaires qui s'intéressent à l'intégration progressive des biens et des services. Selon ce courant, il s'agit de vendre des fonctionnalités (parfois appelées « solutions ») à l'usager/consommateur, plutôt que des biens ou des services séparément.

L'éco-certification possède néanmoins quelques caractéristiques propres :
– l'importance des intermédiaires par lesquels transitent les signaux d'informations et de prix tout au long de la filière ; les agents liés au système de gouvernance de l'éco-certification (promoteurs, certificateurs, etc.) jouent un rôle essentiel dans la mise en œuvre et sa composante territoriale, la définition des normes et la mise en place de la filière. Ils servent à sensibiliser, à crédibiliser et à développer la portée et la popularité de l'éco-certification. En revanche, un PSE ne fait pas (en théorie) tant appel aux intermédiaires, en dehors du montage du dispositif ou pour la gestion des dossiers ;
– une forme de rémunération liée aux produits tirés de l'écosystème ou de l'agro-écosystème vendus avec un écolabel. De ce point de vue, les services écosystémiques promus par les dispositifs d'éco-certification sont fortement attachés au produit et le rapport au territoire dépend surtout des conditions de mise en œuvre, alors que, dans le cas des PSE, les services écosystémiques promus sont d'abord associés à des espaces délimités (Le Coq, Soto, González Hernández, 2011) ;

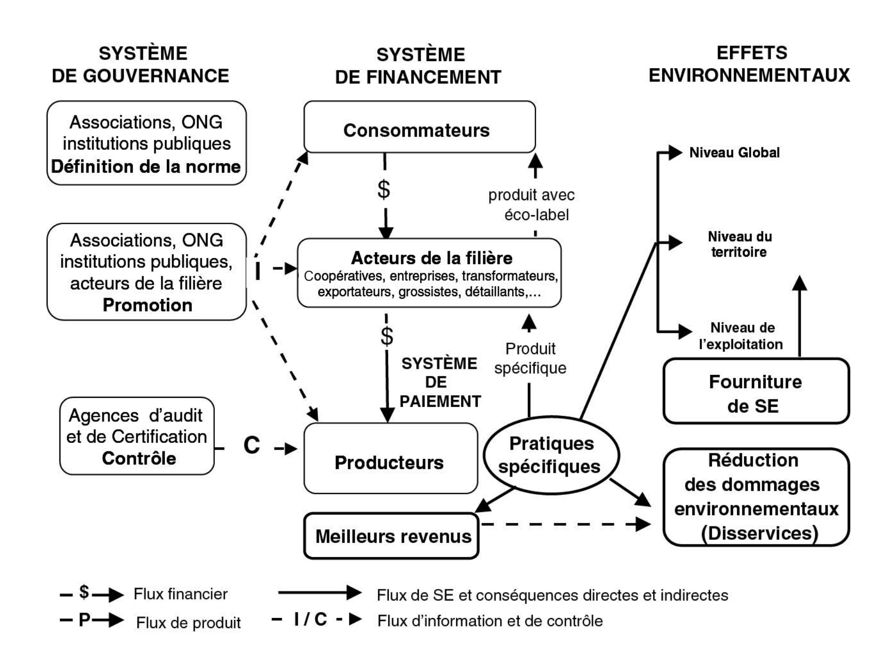


Figure 10.1. Fonctionnement d'une éco-certification vue comme un dispositif favorisant la fourniture de services écosystémiques et la réduction de disservices.

– dans une éco-certification comme celle de l'Agriculture biologique, à l'instar de nombreux PSE mis en œuvre[105], ainsi que pour de nombreuses mesures agro-environnementales[106], il y a plus une obligation de moyens que de résultats : le paiement conditionne non un service effectif, mais une certaine pratique susceptible de favoriser la fourniture de services écosystémiques. Le service n'est donc pas garanti, mais seulement espéré ;
– dans le cas de l'éco-certification, le consommateur-payeur n'est pas automatiquement bénéficiaire du service écosystémique, sauf pour certains associés au produit lui-même. Les bénéficiaires des services produits par les agro-écosystèmes sont surtout ailleurs (le producteur, ses voisins, les générations futures riveraines de l'espace de production). Le premium apparaît alors comme un paiement au profit d'autrui, donc un mécénat dont le bénéfice pour le payeur est plus d'ordre moral ou social. L'éco-certification est alors un outil économique pour le producteur, mais un signe de reconnaissance sociale pour l'acheteur, tandis que, dans les PSE, le paiement est pensé comme un outil profitant aux deux partenaires : améliorant le bien-être de l'usager bénéficiaire de services écosystémiques d'une part et rémunérant le fournisseur de ces services d'autre part.

Bien que proche d'un PSE, l'éco-certification est donc bien un autre type d'instrument qui peut en théorie être lui-même favorable au maintien ou au développement de la fourniture de services écosystémiques par les écosystèmes et les agro-écosystèmes.

L'IMPORTANCE DES CONDITIONS DE CONCEPTION ET DE MISE EN ŒUVRE

On peut distinguer deux niveaux de relation entre éco-certification et services écosystémiques. Le premier niveau est celui du degré d'intégration de la notion de service écosystémique dans le système de gouvernance, les objectifs, les normes et le cahier des charges d'une éco-certification. Le second niveau est celui des effets de la mise en place d'une éco-certification au niveau des producteurs et des acteurs locaux de territoires spécifiques. C'est donc le contexte, à la fois en termes d'organisation, mais également de mise en œuvre, qui définira en quoi une éco-certification est plus ou moins capable de promouvoir la fourniture de services écosystémiques.

Pour analyser ces liens dans leur contexte, nous avons étudié plus particulièrement quatre cas d'initiatives de certifications environnementales de

105. On peut distinguer deux types de PSE mis en œuvre : les PSE les plus courants, dont le financement est basé sur les pratiques mises en place, par exemple la surface de forêt conservée ou replantée, on parle alors de PSE basés sur les moyens ou sur la surface ; et les PSE basés sur les résultats dont le mode de paiement est directement lié à la fourniture de services écosystémiques, par exemple la tonne de carbone effectivement séquestrée (Sattler *et al.*, 2013)
106. Pour plus de détails, se référer au chapitre 9 de cet ouvrage.

produits agricoles et leur mise en œuvre dans deux pays du Sud reconnus pour leurs enjeux environnementaux et aux conditions socio-économiques contrastées, le Costa Rica et Madagascar[107]. Au sein de ces pays, nous avons retenu trois cas de certifications (tableau 10.1) :
– la certification Agriculture biologique (AB), très souvent associée à la certification de Commerce équitable ;
– la certification Rainforest Alliance, un label développé à la fin des années 1980 par un réseau d'associations latino-américaines, le réseau d'agriculture durable Sustainable Agriculture Network ;
– la marque Landin'Itasy, marque privée développée par l'organisation non gouvernementale Cite (Centre d'information technique et économique) à Madagascar pour soutenir les formes de gestions collectives durables des écosystèmes produisant les matières premières (vers à soie d'élevage et chenilles sauvages dans les forêts menacées de Tapia dans la région d'Itasy).

Tableau 10.1. Cas d'étude de mise en œuvre d'éco-certifications

Éco-certifications	Agriculture biologique	Agriculture biologique	Rainforest Alliance	Marque Landin' Itasy
Pays	Costa Rica	Madagascar	Costa Rica	Madagascar
Produits	Ananas et café	Vanille	Ananas et café	Soie sauvage et d'élevage

Afin d'évaluer la relation entre éco-certification et service écosystémique dans ces différents cas, nous avons réalisé deux types d'analyses.

La première étudie l'intégration de la notion de service écosystémique au niveau du système de gouvernance. Pour ce faire, nous avons réalisé des entretiens auprès des concepteurs et des promoteurs des labels, afin d'appréhender si et comment la notion de service écosystémique avait pu être intégrée dans le processus de définition des objectifs, des normes et des cahiers des charges. Nous avons également étudié les différents cahiers des charges et les différentes normes de ces labels afin d'identifier et d'analyser dans quelle mesure ils pouvaient contribuer à favoriser la fourniture effective de ces services.

Le second type d'analyse a consisté à considérer la mise en œuvre de ces labels par des producteurs et des acteurs locaux. Sur la base d'entretiens avec des bénéficiaires et des acteurs locaux, il s'agissait donc d'identifier les promoteurs nationaux ou locaux, leurs motivations et les publics ou les territoires ciblés, de caractériser les filières concernées, et d'analyser dans quelle mesure la mise en place de ces labels affecte la fourniture de services écosystémiques.

107. Pour plus de détails sur les spécificités de ces pays, se référer respectivement aux chapitres 4 et 5 de l'ouvrage.

INSERTION DE LA NOTION DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LA CONCEPTION DES CERTIFICATIONS

Alors que la notion de service écosystémique est devenue une référence dans les enceintes internationales et pour les acteurs impliqués dans la conservation de la biodiversité, elle reste pour l'instant faiblement mobilisée explicitement par les acteurs qui définissent, promeuvent ou mettent en place les éco-certifications. Bien que les objectifs de l'éco-certification soient de favoriser la durabilité d'un processus de production, et de garantir pour le consommateur le respect de pratiques favorable à l'environnement ou à la biodiversité de manière générale, les éco-certifications ne sont ni conçues, ni mobilisées explicitement par leurs promoteurs dans une perspective de fourniture de services écosystémiques.

Faible place des services écosystémiques dans la conceptualisation de l'éco-certification

Si l'analyse des cahiers des charges de différentes éco-certifications (AB, Rainforest Aliance) révèle qu'elles contiennent des critères favorables à la fourniture de services écosystémiques (critère sur l'ombrage du café favorable à la biodiversité) ou à la réduction de disservices (critères limitant l'usage d'intrants chimiques ou de traitement des eaux favorable à la réduction des pollutions des eaux), la conceptualisation des éco-certifications ne mobilise pas explicitement la notion service écosystémique.

Pourtant, la définition d'un ensemble précis de services écosystémiques qui seraient promus par les différentes éco-certifications existantes semble relativement aisée. Cette démarche de définition explicite des services et des disservices dans les éco-certifications permettrait de mobiliser à la fois des producteurs et des consommateurs dépendants ou sensibles à certains services. Elle suppose une volonté partagée des acteurs engagés dans la démarche de qualification. Obtenir cette volonté partagée nécessiterait soit des efforts de sensibilisation des consommateurs à la notion de service écosystémique et à ses déclinaisons, soit de se limiter à valoriser les préoccupations populaires (sécurité des aliments, climat, etc.) pour le type de services à mettre en avant.

Services écosystémiques implicites, garantis ou non

Comme les cahiers des charges témoignent d'une volonté de protéger l'environnement, ils peuvent toutefois inclure de manière implicite le maintien ou l'augmentation de la fourniture de certains services écosystémiques. Mais ce maintien peut être garanti ou non. Par exemple, le cahier des charges et le processus de certification du café Rainforest Alliance au Costa Rica garantissent

un agro-écosystème riche en biodiversité ou au moins un processus de changement au sein des exploitations agricoles allant dans le sens d'un enrichissement de cette biodiversité. Il ne garantit donc pas un service écosystémique mais des conditions pour que des services soient fournis. Par ailleurs, il ne garantit pas qu'il y ait une évolution des pratiques, il n'est donc pas nécessairement additionnel[108] puisque certains producteurs éco-certifiés peuvent avoir déjà mis en place, et c'est souvent le cas, certaines pratiques favorables à la fourniture de services écosystémiques avant d'être éco-certifiés.

De plus, le label d'agriculture biologique costaricain, tout comme le label AB de l'Union européenne, ne garantissent pas en eux-mêmes de gains de biodiversité, ni même de conservation. En effet, leur cahier des charges n'a pas été conçu dans ce sens et ne fait que proscrire l'usage de certains intrants et en tolérer d'autres au niveau des exploitations sans que ceci ne garantisse nécessairement un maintien de la biodiversité ou de services écosystémiques à l'échelle d'un territoire. On peut toutefois espérer de ces agricultures labellisées qu'ils produisent moins de nuisances environnementales qu'une agriculture purement productiviste.

Lien avec le territoire et enjeux économiques

On peut entrevoir bien des limitations en matière de fourniture de services écosystémiques lorsque la filière de valorisation s'adresse à des producteurs dispersés, comme dans le cas de toute éco-certification a-territoriale. Mais dans certains cas où ces éco-certifications sont promues par des acteurs gestionnaires de dispositifs territoriaux (comme les aires protégées ou les corridors biologiques) et orientées par ces derniers de préférence vers des producteurs situés dans des zones stratégiques pour ces dispositifs (des zones périphériques de parcs par exemple), il s'opère dès lors une territorialisation *de facto* de l'éco-certification, ce qui peut être favorable à une fourniture accrue de services écosystémiques attachés aux agro-écosystèmes. C'est notamment le cas du label bio-équitable pour la vanille, mobilisé par l'aire protégée de Mananara à Madagascar au profit d'une coopérative, ou de la marque Landin'Itasy conçue au seul profit des producteurs de soie riverains de la forêt de Tapia, gérée par des communautés locales sur des critères de durabilité. Les deux zones protégées (massif forestier de Tapia de l'Itasy et parc de Mananara) délivrent bien de multiples services écosystémiques (à commencer par la soie sauvage, la biodiversité ou la séquestration de carbone). Ghazoul *et al.* (2009) prônent ainsi l'éco-certification ciblée (label de paysage) afin de mieux assurer le développement des territoires. La certification à l'échelle de territoires permettrait alors d'identifier les biens issus

108. L'additionnalité d'un dispositif est définie comme sa capacité à encourager des changements dans les pratiques qui n'auraient pas été opérés par les acteurs économiques en l'absence de ce dispositif. Pour plus de détails, se référer au chapitre 8.

d'une région productrice de services écosystémiques en intégrant toutes les parties prenantes, tous les services et toutes les offres à coût réduit. Il est d'ailleurs dans l'intention de l'association para-publique en charge de la gestion du parc de Mananara d'aboutir à une marque propre au parc associée à un label bio-équitable reconnu internationalement, condition désormais indispensable pour trouver des débouchés intéressants à l'exportation. Reste à vérifier que l'éco-certification ainsi territorialisée contribue à affermir la conservation (donc la fourniture de services écosystémiques), ce qui suppose qu'elle profite au moins aux agents impliqués dans les processus de dégradations des ressources naturelles.

LES EFFETS DE LA MISE EN ŒUVRE DE L'ÉCO-CERTIFICATION SUR LA FOURNITURE DE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

L'efficacité des éco-certification pour assurer la fourniture de services écosystémiques[109] peut être discutée selon les critères utilisés pour évaluer les dispositifs environnementaux suivants : additionnalité et risques d'effets de fuite[110], pérennité[111], mais également en termes d'accessibilité et de ciblage, de gouvernance, et d'articulation avec les politiques publiques et les institutions nationales. Nous allons examiner ces différents éléments.

Une additionnalité et des effets de masse variables

L'additionnalité des dispositifs d'éco-certification dépend largement de la situation de référence. Ainsi, dans des pays où les systèmes de production sont très intensifs en intrants polluants (cas du Costa Rica), l'adoption d'un cahier des charges compatible avec la certification biologique suppose un changement radical de pratiques et est donc additionnelle. Toutefois, l'impact environnemental final du changement de pratique, sur des exploitations peu nombreuses et dispersées à l'échelle d'un territoire, reste diffus.

À l'inverse, dans des pays n'ayant pas accès aux intrants de synthèse, ou à un stade où ceux-ci ne sont pas encore utiles (cas des agricultures issues de défriches récentes, bénéficiant du capital naturel initial, à Madagascar par exemple), l'additionnalité de l'adoption du cahier des charges de la certification bio est faible mais sa concentration au sein d'une aire protégée est

109. Qu'il s'agisse des éco-certifications ou des PSE de nombreux effets sont analysés dans la littérature tels que l'équité, les effets socio-économiques, mais nous ne les étudierons pas ici.
110. Les effets de fuite sont les risques d'un déplacement des activités affectant négativement l'environnement hors de la zone de mise en place du dispositif.
111. La pérennité concerne deux dimensions : d'une part la capacité des dispositifs à générer des effets durables que nous traitons en premier lieu : et d'autre part la capacité des dispositifs à se maintenir dans le temps, que nous abordons sous l'angle de la gouvernance des dispositifs.

susceptible d'effets de masse (cas de la vanille bio-équitable à Madagascar autour du parc de Mananara).

Des effets de fuites dépendant du contexte

Les risques que les pressions environnementales soient déplacées (effet de fuite) dépendent aussi fortement des contextes économique et institutionnel. Ce risque est faible dans des pays avec un niveau de vie élevé, et une politique de conservation couplant un contrôle et une incitation financière à conserver les écosystèmes (cas du Costa Rica), il est bien plus élevé dans des pays à faible capacité de contrôle du fait d'un État de droit faible et d'une mauvaise situation économique des populations (cas de Madagascar). Par ailleurs, quand l'adoption du cahier des charges de la certification conduit à une réduction de la productivité et que la demande générale en produit est forte, il peut y avoir des risques de fuite, dans la mesure où d'autres producteurs peuvent intensifier leur production sur d'autres espaces afin de couvrir les demandes du marché.

Des effets de permanence soumis aux aléas des marchés

Dans les pays où la production en agriculture biologique est moins rentable qu'une production conventionnelle très compétitive (cas du Costa Rica), les producteurs sont enclins à délaisser le mode de production de l'agriculture biologique quand les prix internationaux augmentent. Mais, dans ce cas, ils peuvent avoir tendance à maintenir certaines parties moins contraignantes du cahier des charges de l'agriculture biologique, conférant ainsi une certaine pérennité aux effets de l'éco-certification.

Des processus de sélection dépendant des promoteurs et des cahiers des charges

À la différence de dispositifs tels que les PSE qui permettent le ciblage des territoires concernés, les éco-certifications ne visent pas d'espaces particuliers, ni d'acteurs ayant des actions spécifiques au sein de ces espaces. C'est une véritable spécificité de l'éco-certification.

Cependant, il peut s'opérer une sélection *de facto* liée à la stratégie des promoteurs des éco-certifications, à la production concernée et à l'accessibilité de cet instrument pour les producteurs qui dépend des contraintes du cahier des charges et la situation de ces derniers. Cette sélectivité n'est pas forcément pertinente en termes d'espaces ou pour la fourniture de services écosystémiques. Ainsi, par exemple, la labellisation bio de la vanille malgache est faite de manière territorialisée par les gestionnaires d'un parc national dans un but stratégique de renforcer l'adhésion des producteurs. Mais le processus de sélection *de facto* conduit l'éco-certification à profiter à des acteurs qui ne contribuent pas à la déforestation et n'utilisent pas

d'intrants de synthèse, économiquement non menacés, et qui ne fournissent donc directement aucun service écosystémique habitat. Au pire, cette prime aux planteurs de vanille aggrave les inégalités et peut ainsi aggraver une pression sur la forêt par des exclus (abattages illégaux, cultures vivrières sur défriche-brûlis, etc.).

Une gouvernance qui doit être légitime pour les acteurs concernés

La légitimité de la gouvernance de l'éco-certification est un facteur déterminant pour la viabilité du modèle économique de ce dispositif[112] et de son développement, qui détermine *in fine* la capacité totale de production de services écosystémiques sur un territoire donné, ainsi que la pérennité du dispositif d'éco-certification lui-même. En effet, en l'absence d'un nombre suffisant de producteurs appliquant le cahier des charges sur un territoire (effet de masse), l'effet en termes de services écosystémiques peut être très limité. Ceci dépend, d'une part, de la capacité à faire adhérer de nombreux acteurs, et donc du système économique de l'éco-certification (sa capacité à rétribuer l'effort consenti par les producteurs qui se certifient par rapport aux revenus qu'ils pourraient tirer de leurs pratiques courantes) et, d'autre part, du niveau de participation à l'élaboration de la norme. Une telle limite de légitimité a été observée dans le cas de la marque de soie Landin'Itasy. En effet, différents acteurs de la filière soie, notamment certains acteurs au poids économique important exclus des processus de décision sur la création et la gestion de la marque, ont jugé la gouvernance de l'éco-certification non représentative de l'ensemble des intérêts de la filière. En l'absence du soutien de ces acteurs-clés de la filière, la marque peine à se développer et rend finalement cette éco-certification peu attractive pour les producteurs.

Par ailleurs, l'absence de légitimité du processus d'élaboration de la norme ou de son contrôle peut également conduire à altérer la confiance des consommateurs envers le produit éco-certifié et ainsi réduire leur volonté d'achat. Cette limitation de la demande met alors en péril la pérennité du dispositif d'éco-certification lui-même.

Des contextes institutionnels variés affectant les résultats

Le contexte institutionnel et politique apparaît comme un facteur déterminant de la fourniture de services écosystémiques, car, selon ce contexte, les autres éléments clés du dispositif d'éco-certification peuvent être annihilés. Le cas de la filière vanille bio malgache illustre bien ce fait. En effet, si

112. Celui-ci dépend de la capacité à faire adhérer les producteurs. Il dépend de la capacité à générer un premium ou une demande de marché (liés à la promotion et à la volonté de paiements des consommateurs) supérieure aux coûts que représentent la mise en place et le suivi du cahier des charges ainsi que les frais liés au processus de certification (audit).

l'effet en faveur de la conservation attendu de ce dispositif est une meilleure participation des bénéficiaires de l'éco-certification à la surveillance du parc, celle-ci n'a pas été effective durant la période où l'État malgache connaissait une crise majeure (2009-2013). En bénéficiant principalement à l'élite locale, l'éco-certification a surtout contribué à aggraver la marginalisation économique et sociale des acteurs les plus démunis, et donc à réduire la cohésion sociale à l'échelle du territoire. Il serait donc nécessaire d'articuler la mise en place de l'éco-certification avec une politique territoriale permettant de limiter la différenciation sociale en termes d'emplois et de formation. Dans le cas du Costa Rica, le développement des filières biologiques bénéficie à l'inverse d'un État de droit et de politiques forestières efficientes.

CONCLUSION

L'éco-certification, définie comme un dispositif de reconnaissance et de valorisation de la qualité environnementale d'un produit ou d'un service reposant sur un signe de qualité reconnaissable (le label), un processus de contrôle (la certification) et des critères à respecter et une règle du jeu (le standard ou la norme), apparaît donc comme un dispositif permettant potentiellement de faciliter la fourniture de services écosystémiques, même s'il n'a pas été initialement conçu pour cela. Son grand avantage, par rapport aux PSE, serait de lier la promotion de la fourniture de ces services à une source de financement par le biais des marchés de produits existants et dont la demande est en croissance. Aussi, si la plupart des promoteurs des certifications environnementales ne l'ont pas encore intégré, certains commencent à s'emparer du concept. Mais la diversité des écosystèmes rend difficile l'intégration de la notion de service écosystémique dans des normes internationales ou complexifie trop les systèmes de normalisation.

À l'instar des PSE, mais pour des raisons différentes, les éco-certifications présentent également des limites en termes d'additionnalité qui dépendent de la conception, du mode de mobilisation et de la situation de référence. Le ciblage des espaces et des acteurs est souvent le fruit d'un processus de sélection non raisonné et en grande partie tributaire des promoteurs locaux de l'éco-certification et de l'accessibilité pour le producteur. Ce manque de ciblage raisonné limite les bénéfices potentiels en termes de fourniture de services écosystémiques par le biais de ces instruments. En outre, les éco-certifications peuvent présenter des risques de fuites qui dépendent du contexte économique, institutionnel et politique dans lequel ils sont mis en place. De même, la permanence des effets des éco-certifications dépend de la volatilité des marchés. Enfin, une gouvernance appropriée des éco-certifications, en particulier pour leur légitimité tant au niveau des acteurs des filières concernées qu'au niveau des consommateurs, est un

facteur déterminant pour une fourniture de services écosystémiques et pour la pérennité des dispositifs eux-mêmes.

La forte dépendance au contexte de mobilisation et de mise en œuvre apparaît comme une limite de l'usage de la notion de service écosystémique pour définir des instruments qui pourraient prétendre avoir une portée universelle. En effet, le contexte local détermine d'abord la fonction écologique en jeu, les bénéficiaires et les fournisseurs effectifs du service écosystémique considéré. Il définit également les savoirs des acteurs et leurs motivations pour l'action. En effet, les modèles des PSE et de l'éco-certification sont tous deux fondés sur une perspective économique qui estime qu'une récompense financière modifiera les comportements, alors que ce ressort n'est pas identique dans toutes les sociétés et que d'autres registres de motivations peuvent être plus efficaces ou plus structurants pour la prise de décision.

Finalement, l'importance du contexte d'application pose un problème structurel pour établir un lien systématique entre éco-certification et fourniture de services écosystémiques, puisque la production de ces services dépend largement des conditions locales alors que les éco-certifications et leurs normes sont conçues pour être mises en place de manière a-territoriale, sans prendre en compte les contextes locaux des écosystèmes, ni les valeurs prioritaires des sociétés locales.

Si les limites des éco-certifications pour la fourniture de services écosystémiques présentent des similitudes avec celles d'autres dispositifs tels que les PSE, la complémentarité entre ces deux outils, en termes de sources de financement et de capacité différenciée de ciblage, est encore peu exploitée d'un point de vue opérationnel, en l'absence de dialogue entre les communautés d'acteurs scientifique, politique et de coopération travaillant sur ces différents instruments. L'articulation raisonnée de ces instruments sur des territoires afin de toucher des populations et des espaces différents serait une piste intéressante pour consolider les efforts de conservation en milieu rural et favoriser le développement.

11
L'INFLUENCE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES SUR LES AIRES PROTÉGÉES

Estienne Rodary, Marie Bonnin, Cécile Bidaud, Philippe Méral

Dans le sillage des travaux du Millennium Ecosystem Assessment (2005) et de l'initiative The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) (Kumar, 2010), l'utilisation des services écosystémiques pour la création et la gestion des aires protégées se fait plus précise depuis la fin des années 2000. La 10e Conférence des parties à la Convention sur la diversité biologique, qui s'est tenue à Nagoya en 2010, a adopté un plan stratégique mondial pour la biodiversité qui stipule que « d'ici à 2050, la diversité biologique [doit être] valorisée, conservée, restaurée et utilisée avec sagesse, en assurant le maintien des services fournis par les écosystèmes, en maintenant la planète en bonne santé et en procurant des avantages essentiels à tous les peuples »[113].

La nouvelle définition des aires protégées, publiée par l'Union internationale pour la conservation de la nature à l'occasion du Congrès mondial de la conservation de Barcelone en 2008, consacre le lien entre aire protégée et service écosystémique. Cette nouvelle définition indique qu'une aire protégée est : « Un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les

113. Décision X/2 adoptée à Nagoya, octobre 2010.

valeurs culturelles qui lui sont associés » (Dudley, 2008)[114]. L'Union européenne a également placé le concept au centre de sa nouvelle stratégie de conservation de la biodiversité. La communication publiée en janvier 2010 a proposé une « nouvelle perspective pour 2050 » qui implique que « la biodiversité et les services écosystémiques, capital naturel mondial so[ie]nt préservés, évalués et dans la mesure du possible rétablis pour leur valeur intrinsèque, de façon à ce qu'ils continuent à contribuer à la prospérité économique et au bien-être de l'homme et afin d'éviter des changements catastrophiques liés à la perte de la biodiversité »[115]. Cet intérêt pour les services écosystémiques a été exprimé récemment lors du Congrès mondial des parcs à Sydney en novembre 2014. Une des recommandations évoque l'importance des aires protégées en termes de développement durable eu égard à leur rôle dans le maintien des services écosystémiques tels que la conservation des ressources génétiques, la fourniture d'aliment et de matières premières, et la prévention des risques de catastrophe[116].

Les grands organismes de conservation de la biodiversité sont ainsi porteurs et partie prenante de l'engouement pour les services écosystémiques. À ce titre, de plus en plus d'études cherchent à évaluer les possibilités d'inclusion du concept de services écosystémiques dans le fonctionnement des aires protégées (Haslett, 2010 ; Goldman et Tallis, 2009). Ces travaux sont généralement soit de nature théorique et portent alors sur les caractéristiques économiques des outils que sont les services écosystémiques, soit centrés sur des exemples précis d'application du concept de services écosystémiques sur le terrain (Martín-López *et al.*, 2011). Les travaux qui portent sur les analyses des acteurs utilisant ce concept sont moins nombreux.

L'objet de ce chapitre est de s'intéresser spécifiquement aux acteurs de la diffusion des services écosystémiques dans les aires protégées des pays du Sud. Le développement du concept et son utilisation dans le milieu de la conservation amènent à interroger l'importance de la dimension économique dans la conceptualisation des services écosystémiques et l'influence que cela peut avoir sur la définition et la gestion des aires protégées.

Le chapitre propose une analyse de la façon dont les conservationnistes professionnels, travaillant dans des organisations non gouvernementales, des institutions internationales ou des agences gouvernementales d'aide au

---

114. La définition de l'aire protégée approuvée par l'assemblée générale de l'Union internationale pour la conservation de la nature en 1994 ne faisait qu'associer à la protection et au maintien de la diversité biologique, le maintien des ressources naturelles et culturelles associées. La définition exacte de l'aire protégée telle qu'adoptée à cette date était : « Une portion de terre et/ou de mer vouée spécialement à la protection et au maintien de la diversité biologique, ainsi que des ressources naturelles et culturelles associées, et gérée par des moyens efficaces, juridiques ou autres ».
115. « Options possibles pour l'après 2010 en ce qui concerne la perspective et les objectifs de l'Union européenne en matière de biodiversité », 4-19 janvier 2010 (COM, 2010).
116. http://worldparkscongress.org/downloads/approaches/FR-Stream%204-final.pdf

développement, se sont adaptés, ont adopté et ont eux-mêmes participé à la diffusion et à l'imposition du concept de service écosystémique dans la gestion des aires protégées. Il s'intéresse en premier lieu aux arguments économiques utilisés pour justifier cette imposition, notamment sous la forme de PSE (paiements pour services environnementaux). Il aborde ensuite la question de l'intégration des services écosystémiques dans les stratégies de gestion et de priorisation (Milian et Rodary, 2010) des zones à conserver et des conséquences que cela a sur le choix des aires à protéger et sur leur fonctionnement. Ces différents niveaux d'analyse permettent d'identifier en conclusion trois principaux types de positionnement des spécialistes de la conservation de la biodiversité vis-à-vis de ces services : les positivistes, les tacticiens et les traditionalistes. Les dénominations de ces trois groupes, et notamment leur ton explicitement normatif, ne doivent rien au hasard : elles dénotent au contraire le caractère stratégique du déploiement des services écosystémiques pour le champ conservationniste, déploiement que les acteurs du secteur ont tantôt favorisé, tantôt critiqué, mais qu'ils jugent largement irréversible[117].

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES, DERNIÈRE ÉTAPE DE L'ÉCONOMICISATION DES AIRES PROTÉGÉES

Les aires protégées, comme principaux lieux de protection des milieux naturels, se trouvent en première ligne de l'argumentaire économique construit autour des services écosystémiques. Cette tendance n'est pas nouvelle dans le monde de la conservation. Au contraire, les arguments économiques pour justifier l'existence des aires protégées se sont diffusés de manière importante depuis plus d'un demi-siècle et, à vrai dire, depuis les premières formulations du souci conservationniste au XIXe siècle. Il faut donc, pour étudier la place actuelle des services écosystémiques dans les aires protégées, tout à la fois la replacer dans un contexte historique plus ancien et évaluer les nouveautés qu'elle amène du point de vue de la conservation. C'est par ces deux aspects que ce chapitre diffère des analyses historiques de la notion de service écosystémique (Gómez-Baggethun *et al.*, 2010 ; Méral, 2012 ; Pesche *et al.*, 2013).

Alors que le chapitre 3 a étudié l'introduction de la notion de service écosystémique dans l'histoire de la pensée économique, l'objectif de ce chapitre est de centrer l'analyse historique sur les politiques d'aires protégées.

117. L'analyse proposée repose sur une dizaine d'entretiens réalisés en 2011 dans des institutions en charge de la conservation de la nature telles que l'Unesco, l'Agence française de développement, l'Union internationale pour la conservation de la nature ou le World Conservation Monitoring Centre du Programme des Nations unies pour l'environnement.

Cette perspective historique permet d'évaluer les permanences et les nouveautés induites par l'introduction de cette notion dans les politiques de conservation.

L'ÉCONOMIE DES AIRES PROTÉGÉES AVANT LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Les politiques de conservation, plus particulièrement dans les pays du Sud, se sont dès leur origine inscrites dans une logique d'intégration de la nature dans la sphère marchande, opérée par un accaparement et un contrôle des ressources naturelles au profit de certains groupes sociaux s'imposant face aux utilisateurs précédents de ces ressources. Nous pouvons le constater notamment pour l'empire colonial britannique dans lequel se mettent en place les premières politiques de conservation (MacKenzie, 1988).

Les aires protégées pour le plaisir

Mais si ces dynamiques intègrent les ressources naturelles dans un cadre de contrôle économique et politique étatique, le contexte colonial n'oblige pas les dirigeants à développer un discours centré sur l'intérêt économique qu'il y aurait à protéger la nature. En Afrique subsaharienne, où se développe le plus précocement un véritable système d'aires protégées, la conservation de la nature est, jusque dans les années 1950, principalement basée sur des réserves cynégétiques ou forestières, où les pratiques de chasse sportive ou de gestion étatique du bois sont opposées aux pratiques présentées comme sauvages ou archaïques des populations locales. Le discours qui se développe sur ces bases raciales ne nécessite pas un recours à des argumentaires économiques pour justifier la nouvelle administration de la nature. La construction d'un champ conservationniste a beau s'opérer dans un contexte de consolidation des administrations coloniales, et notamment de leur emprise sur l'économie, la protection de la nature reste, dans le discours conservationniste, une question éthique que la civilisation occidentale incarne et que les aires protégées matérialisent. De plus, le cadre autoritaire des colonies limite la nécessité pour les autorités de développer un argumentaire solide pour justifier la création des aires protégées.

Émergence d'une économie des aires protégées

Cette situation change graduellement à partir des années 1950, période lors de laquelle la conservation s'appuie sur l'économie pour justifier son action. Ce souci économique est principalement mis en avant par deux facteurs concomitants. D'une part, le mouvement d'indépendance des pays du Sud : aux yeux des administrateurs coloniaux, le risque était grand de voir les nouveaux dirigeants arrêter les politiques de conservation. C'est dans ce contexte que le concept des parcs nationaux se diffuse. Ceux-ci sont pensés

comme des États dans l'État susceptibles de résister aux aléas politiques provoqués par les indépendances et les changements d'administrations (Rodary, 2008). La création des premières organisations non gouvernementales de conservation (le World Wide Fund For Nature en 1961 notamment), dont l'objectif principal est de sécuriser le financement des aires protégées hors du cadre étatique colonial et de dialoguer avec les nouveaux dirigeants, doit être vue à la lumière de ces nouvelles stratégies.

Le deuxième facteur qui inscrit l'économie au cœur de la conservation est le développement du tourisme, en particulier avec la diffusion de la voiture et, plus tard dans les années 1970, de l'avion. Alors que les politiques précédentes s'appuyaient sur une économie bien réelle (le safari comme activité de loisir privilégiée par une élite blanche) mais trop réduite pour devoir développer un argumentaire économique autour des réserves, le tourisme orienté vers la nature, en se diversifiant, ancre plus fortement l'économie des parcs nationaux comme élément sectoriel stratégique pour l'État.

Dès le milieu du XXe siècle, l'économie apparaît ainsi comme un supplément indispensable aux argumentaires philosophiques, éthiques ou écologiques de protection de la nature. Mais cette place centrale de l'économie est vue comme une stratégie par les spécialistes de la conservation. Un responsable de l'Union internationale pour la conservation de la nature déclarait dans les années 1960 que « les considérations éthiques et esthétiques étaient probablement plus importantes que les considérations économiques, mais qu'à ce degré de civilisation les arguments économiques étaient encore nécessaires pour un moment et qu'il était important de nous armer de cette dimension économique » (Boardman, 1981, p. 69). Cette période voit donc l'émergence d'un positionnement stratégique qui utilise l'économie comme argumentaire pour justifier la conservation. Ce type de positionnement se retrouvera cinquante ans plus tard dans la diffusion des services écosystémiques.

Gestion communautaire : un tournant politique, une continuité économique

À partir des années 1980, le secteur de la conservation, organisé autour de grandes organisations non gouvernementales spécialistes de la nature, se globalise fortement (Dumoulin et Rodary, 2005) et connaît un nouveau bouleversement dans ses modes d'action, avec la montée en puissance des approches communautaires dans la gestion des aires protégées. Le parc national, jusque-là forme prédominante de créations de nouvelles zones de protection, est partiellement remplacé par des aires de protection, plus douces et permettant une participation des populations locales (Ghimire et Pimbert, 1997). Ce mouvement s'inscrit dans le cadre de transformations plus larges liées à la construction de politiques mondiales en matière d'environnement et au rapprochement de ces préoccupations environnementales

avec les questions de développement (Mahrane *et al.*, 2012 ; Rodary, Castellanet et Rossi, 2003).

Mais ces changements ne remettent pas fondamentalement en cause l'ancrage économique des aires protégées. Il s'agit davantage d'une modification des modes de redistribution (schématiquement depuis l'État central vers les populations locales), et donc dans les modalités d'accès au pouvoir gestionnaire ou de décision. Les circuits marchands mis en place dès les années 1950 restent, eux, stables, toujours principalement orientés vers les potentialités touristiques offertes par les parcs nationaux, puis, à mesure que se déploie la conservation communautaire, par des aires protégées avec des protections moindres, mais où la participation ouvre de nouvelles opportunités.

La décennie suivante voit néanmoins une diversification progressive des outils économiques mis à disposition ou expérimentés dans les aires protégées, et redistribués aux populations locales. La Convention sur la diversité biologique joue un rôle non négligeable dans cette diversification et dans les nouvelles modalités de partage des bénéfices des ressources naturelles entre l'État, les sociétés privées et les communautés.

À cela s'ajoute un ancrage de plus en plus fort dans une logique générale de marchandisation des ressources naturelles, dans laquelle interviennent aussi bien des entreprises privées (en partenariat avec des organisations non gouvernementales) que des populations locales (dont on sollicite le consentement pour des campagnes de bioprospection ou dont on monnaye les savoirs pour favoriser des formes de gestion communautaire).

La logique économique s'est clairement renforcée dans ces mêmes années 1990 avec le développement d'une branche de l'économie de l'environnement : l'économie de la biodiversité (chapitre 3). Un des premiers ouvrages sur cette thématique est justement publié par l'Union internationale pour la conservation de la nature (McNeely, 1988), ouvrant la voie à toute une série de publications sur la dimension économique de la conservation.

Ces évolutions récentes confirment que le secteur globalisé de la conservation s'est toujours majoritairement placé dans une logique de partenariat davantage que dans une dynamique contestataire vis-à-vis du marché (Büscher *et al.*, 2012). Ainsi, à la fin du XXe siècle, certains spécialistes de la conservation adoptent déjà une approche ouverte vis-à-vis de cette conciliation d'objectifs entre environnement et économie.

L'APPARITION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : UN MOYEN ÉCONOMIQUE SUPPLÉMENTAIRE DE JUSTIFIER LES AIRES PROTÉGÉES

Pourtant, malgré ces perspectives diverses et cette rhétorique développée par certaines institutions, les résultats sur le terrain de cette économie de la protection de la nature se trouvaient limités dans leur ampleur et leurs bénéfices. En dehors du tourisme, de la chasse et de la gestion durable des

forêts, les domaines où les politiques de conservation pouvaient réellement générer des revenus étaient particulièrement réduits.

Le concept de service écosystémique allait à la fois renforcer l'économie des ressources naturelles et accentuer les liens entre la biodiversité et l'économie. Ce positionnement est développé dans les documents internationaux qui ont popularisé la notion de service écosystémique (Kumar, 2010 ; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Mais, plus spécifiquement pour les politiques de conservation de la biodiversité, le rôle crucial des services écosystémiques a été rapidement pris en compte. Dans un éditorial de *Conservation Biology*, un groupe de scientifiques de renom, d'universitaires et de représentants d'organisations non gouvernementales, déclarait par exemple en 2007 que les pertes de biodiversité « continuent sans relâche ce qui implique qu'au regard de notre discipline, nous échouons dans notre principal objectif. Un nombre croissant de biologistes de la conservation est dorénavant à la recherche de nouvelles directions, et nous pensons que l'intérêt grandissant pour les services écosystémiques en constitue une » (Armsworth *et al.*, 2007, p. 1383). Cette nouvelle donne a été identifiée comme une des cent questions d'importance mondiale pour la conservation de la diversité biologique globale dans un article publié par *Conservation Biology* basé sur une enquête auprès de la communauté scientifique mondiale (Sutherland *et al.*, 2009).

Le concept de service écosystémique permet en ce sens d'intéresser un plus grand nombre d'acteurs et de sensibiliser plus facilement les décideurs politiques aux problématiques liées aux aires protégées. Le rattachement à des bénéfices immédiats et palpables pour l'être humain permet de susciter plus facilement un intérêt et constitue un argument de poids pour légitimer l'action des acteurs de la conservation qui portent un regard positif sur ce concept (Araya Rosas et Clüsener-Godt, 2010 ; Watson *et al.*, 2014).

La création du parc Monts de Cristal au Gabon ou de l'aire protégée de Conkouati-Douli visant la protection de forêts au Congo, des projets soutenus par la Wildlife Conservation Society, illustrent ce phénomène. Au Congo, le projet d'aire protégée était basé à l'origine sur la conservation de la diversité biologique. La meilleure compréhension du rôle des forêts dans le stockage du carbone a constitué un argument supplémentaire pour la création de l'aire protégée. En termes de gestion, cela crée de nouvelles opportunités de financement. Alors que le Congo ne voyait pas les forêts comme un enjeu stratégique national, les gouvernements de la région se sont rendu compte, depuis 2003-2004, qu'il y avait un intérêt à une bonne gestion de ces forêts. Le concept de service écosystémique est désormais au centre de la nouvelle stratégie de la Wildlife Conservation Society dans le bassin du Congo et, plus largement, dans toutes ses zones d'intervention à l'échelle mondiale. Il l'est également pour d'autres grandes organisations non gouvernementales, comme Conservation International, qui a dans ses rapports d'activité récents centré son argumentaire sur les

services écosystémiques, ou le World Conservation Monitoring Center, dont la nouvelle stratégie pour la période 2011-2016 stipule que sa mission est de produire des informations sur la biodiversité et les services écosystémiques, et non plus seulement sur la biodiversité comme dans le plan stratégique 2006-2011. Les plans d'actions développés dans le cadre des conventions internationales de conservation de l'environnement prônent également la mise en place d'une communication sur la valeur et l'importance des zones qu'ils entendent protéger, ainsi que de leurs services écosystémiques[118].

Les services écosystémiques, instrument de lobbying

Les services écosystémiques jouent donc un rôle clé dans les argumentaires pour sécuriser ou accroître les soutiens financiers en faveur de la conservation. Le TEEB explique par exemple que l'intérêt de l'évaluation des services écosystémiques est non seulement de faciliter le recours aux PSE, mais plus généralement d'attirer les financements des bailleurs. Selon eux, les bailleurs financent d'autant plus les projets qu'ils sont en mesure de lutter contre la pauvreté. L'intérêt des services écosystémiques est de montrer les bénéfices de la conservation, sous-entendu le potentiel redistributif des bénéfices de la conservation : « ainsi, la Banque mondiale et le Global Environment Facility réclament des évaluations annuelles sur l'efficacité de la gestion des aires protégées qu'ils soutiennent. Un rapport clair décrivant les flux de services écosystémiques peut constituer un argument fort en faveur du maintien de ces dispositifs et pour leur financement » (Wittmer et Gundimeda, 2012, p. 138).

L'évaluation monétaire de l'environnement d'abord (notamment par le biais de la valeur économique totale), puis plus spécifiquement des services écosystémiques, est centrale aujourd'hui pour attirer l'attention des décideurs et du grand public. On retrouve cette perspective lobbyiste dans les travaux du TEEB comme dans le rapport 2010 de la Convention sur la diversité biologique (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010). Le lien entre services écosystémiques et financement des aires protégées est tout à fait explicite et s'impose aujourd'hui comme un prérequis discursif pour toutes les organisations internationales. Ceci dit, l'intégration de ce concept pour les aires protégées elles-mêmes est subtile et lente. Les PSE ne sont par exemple qu'un des éléments de la palette d'outils de financement des espaces de conservation. On peut donner

118. En guise d'exemple, le plan de travail du Protocole relatif aux zones et à la vie sauvages spécialement protégées dans la région des Caraïbes contient un article 2.5 sur la conservation et l'utilisation durable des écosystèmes marins et côtiers. L'alinéa c de cet article demande aux parties de « communiquer efficacement sur la valeur et l'importance des récifs coralliens, des mangroves et des herbiers marins, y compris leurs services écosystémiques, les menaces pesant sur leur durabilité et les actions nécessaires pour les protéger. »

trois explications à cette lenteur. Premièrement, l'initiative de médiatisation des services écosystémiques vient « d'en haut », suivant en cela une trajectoire déjà visible pour la diffusion des politiques de conservation communautaire (Rodary, Castellanet et Rossi, 2003). La diffusion dans les politiques nationales, et surtout dans les pratiques locales, est alors plus tardive. Deuxièmement, les gestionnaires des aires protégées considèrent que les PSE sont principalement destinés aux propriétaires privés (Emerton, Bishop et Thomas, 2006, p. 71) et ne se sentent pas directement concernés. Troisièmement, les PSE ont pu être vus comme un outil destiné à compenser l'arrêt de pratiques néfastes à l'environnement, ce qui est en dehors du champ d'action des gestionnaires des aires protégées.

Les services écosystémiques, de nouveaux moyens pour la gestion des aires protégées

Au-delà de l'aspect instrumental du lobbying, la notion de service écosystémique peut être mobilisée pour capter de nouvelles sources de financements pour la gestion des aires protégées. En effet, on sait que celles-ci sont souvent sous-financées, alors que l'accroissement de leur nombre est important ces dernières années (Jenkins et Joppa, 2009 ; Rodary et Milian, 2011).

Dans une des études les plus récentes sur le sujet, Bovarnick *et al.* (2010) évaluent l'écart entre les ressources actuellement disponibles pour le financement des aires protégées dans dix-huit pays d'Amérique latine et celles nécessaires pour les gérer convenablement. Les résultats montrent que les ressources actuelles ne couvrent en moyenne que 45 % de ce qui serait nécessaire. Compte tenu des engagements pris en 2010 à travers les objectifs d'Aïchi de la Convention sur la diversité biologique, qui imposent aux États de protéger une superficie de 17 % des zones terrestres et de 10 % des zones marines à l'horizon 2020, la notion de service écosystémique devient un élément clé de la captation de ressources financières additionnelles. La thématique des mécanismes de financement innovant, qui dépasse le seul cadre des aires protégées en abordant la conservation de la biodiversité dans son ensemble (dans et hors aires protégées), est actuellement en pleine expansion (Fétiveau *et al.*, 2014). Par ailleurs, ce qui ressort de l'analyse de la littérature dédiée au financement des aires protégées est que les services écosystémiques ont été introduits non pas par le biais des PSE, mais par le fait que les aires protégées fournissent des biens et des services environnementaux et qu'à ce titre, il importe de cibler des modalités de financement adéquates (fiscalité, assurance, bioprospection, etc.). Ainsi, le réseau Conservation Finance Alliance, qui regroupe des organisations non gouvernementales de conservation, des organismes internationaux (dont la Banque mondiale) et des entreprises privées, a rédigé un guide en vue du

5e Congrès des parcs à Durban[119] qui met en avant les biens et les services fournis par les aires protégées et les modalités de financement susceptibles de participer à leurs fournitures.

On retrouve cette entrée par les biens et les services fournis dans les travaux de l'Union internationale pour la conservation de la nature dès le début des années 2000. Dans le guide *Financing Protected Areas* (Phillips, 2000), ceux-ci apparaissent dans une démarche de valorisation marchande (*business approach*). On y lit notamment que les gestionnaires doivent identifier leurs avantages comparatifs (en termes de biens et de services) afin d'investir sur ces points et de les valoriser.

Si les biens et les services fournis par l'aire protégée sont mis en avant dans ces documents, les PSE n'apparaissent par contre pas de manière explicite en termes d'outils de financement. Dans l'ouvrage du Conservation Finance Alliance déjà évoqué, seuls les paiements pour services de bassins versants sont évoqués. Les paiements pour services carbone ou biodiversité sont uniquement évoqués de manière implicite quand sont abordés les « projets carbone » et les « redevances touristiques » au même titre que d'autres outils (échange dette/nature [*swap*], prospection, fiscalité, etc.).

La montée en puissance du concept de PSE est davantage perceptible dans la publication de l'Union internationale pour la conservation de la nature, *Sustainable Financing of Protected Areas*. Porté par trois économistes de l'environnement, ce rapport classe les mécanismes de financement selon la nature privée ou publique des sources de ces financements et selon qu'elles sont produites par l'aire protégée, et donc relevant du gestionnaire, ou au contraire qu'elles lui sont extérieures (Emerton, Bishop et Thomas, 2006, p. 64-65)

Ceci montre ainsi l'intérêt, mais également le manque de recul par rapport aux PSE comme modalité de financement des aires protégées. Cette ambivalence est à mettre en perspective avec la montée en puissance des réseaux de financement de la conservation.

L'intégration des services écosystémiques dans le fonctionnement économique des aires protégées se fait donc à deux niveaux. D'une part, cette intégration s'effectue dans un contexte plus large où le lien entre l'évaluation économique des services écosystémiques et son usage effectif est une question encore largement sous-étudiée (Laurans *et al.*, 2013). Mais, d'autre part, l'argumentaire et le lobbying en faveur de cette intégration dominent aujourd'hui le paysage institutionnel de la conservation. Cette divergence entre le terrain et les discours explique en partie les divergences d'engagement des acteurs de la conservation qui, face au manque d'éléments tangibles pour justifier l'usage des services écosystémiques dans les aires protégées, doivent plutôt se positionner en fonction de critères tactiques ou stratégiques.

119. http://conservationfinance.org/

GÉOGRAPHIE CRITIQUE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES AIRES PROTÉGÉES

La notion de service écosystémique apparaît aussi comme un nouveau concept mobilisé dans le travail de légitimation pour le choix des espaces à protéger et la création d'aires protégées. Elle remplit déjà cette fonction en constituant un élément technique (en référence à des caractéristiques biologiques et écologiques) et, au-delà, un élément d'articulation entre les écosystèmes et les bénéfices potentiels que ceux-ci génèrent pour l'être humain. La notion de service écosystémique incite en ce sens à dégager les zones de conservation d'une conception biocentrée qui, pour beaucoup de spécialistes des politiques de gestion de la biodiversité, représente un frein à la diffusion de pratiques conservationnistes.

La formalisation du lien entre le maintien de milieux naturels et l'intérêt qu'ils peuvent constituer pour les humains passe également par un décentrement des choix de création d'une aire protégée, qui ne sont alors plus basés sur les espèces, la biodiversité structurelle ou les éléments du système, mais davantage sur leur fonctionnement à l'échelle de l'écosystème, voire à l'échelle du paysage. En ce sens, les critères de sélection d'une aire à protéger ne seraient plus le nombre ou la présence de certaines espèces emblématiques, mais la capacité de l'écosystème à fournir certains services comme la séquestration de carbone ou la fonction de bassin versant. Ces différents éléments ont des incidences directes sur les modalités et les critères de sélection des aires protégées et les formes que celles-ci prennent.

PRENDRE EN COMPTE LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS L'ÉVALUATION DE LA BIODIVERSITÉ ?

L'introduction du concept de services écosystémiques conduit à des évolutions en matière d'évaluation de la conservation, et notamment pour l'identification spatiale des priorités de conservation. Celle-ci a historiquement été réalisée en fonction de la biodiversité, et le plus souvent en se servant du critère de l'espèce.

Les principaux auteurs impliqués dans le MEA (Millennium Ecosystem Assessment) ont fortement contribué à insérer les services écosystémiques dans ces évaluations (Daily, Kremen, Ehrlich, etc.). Claire Kremen, qui a travaillé pour l'organisation non gouvernementale Wildlife Conservation Society à Madagascar et qui est une des écologues les plus en pointe sur ce sujet, appelle à dépasser la notion d'espèce comme critère de conservation pour la remplacer par une approche holistique de toutes les espèces d'un milieu, capable de prendre en compte les services écosystémiques (Kremen et Ostfeld, 2005 ; Kremen *et al.*, 2008). De nombreux écologues et de nombreux biologistes partagent cette approche systémique à la fois

sur les changements paradigmatiques que les services écosystémiques sont supposés imposer à la science écologique et sur les changements programmatiques que ces services induisent selon eux dans les rapports de cette science avec « les systèmes sociaux » (Nicholson *et al.*, 2009).

D'autres auteurs ont, dès les premiers travaux du MEA, appelé à incorporer ces services dans les évaluations des zones prioritaires de conservation (Balvanera *et al.*, 2001). Cet appel mettait l'accent sur la cartographie des priorités des services écosystémiques[120]. Il allait servir de base à de nombreux travaux mettant en évidence le lien entre les zones prioritaires de conservation de la biodiversité et la cartographie des services écosystémiques.

Dans une analyse bibliométrique, Egoh et ses collègues ont pu montrer que, sur 88 évaluations de la conservation réalisées entre 1998 et 2005, 81 d'entre elles faisaient de l'espèce l'argument principal. Et si 23 % d'entre elles mettent en avant les services écosystémiques, seules sept (6 %) les incorporent dans l'évaluation proprement dite (Egoh *et al.*, 2007). Ce résultat, qui montre le faible taux de pénétration de la mesure des services écosystémiques dans les évaluations de la biodiversité avant 2005, a été par la suite complétée par des analyses montrant qu'il y avait une faible corrélation entre les aires prioritaires de conservation de la biodiversité (*hot spot*, Global 200, etc.) et les zones où se trouvent les services écosystémiques (Chan *et al.*, 2006 ; Naidoo *et al.*, 2008 ; Larsen, Londoño-Murcia et Turner, 2011 ; Turner *et al.*, 2007). De leur côté, Carter Ingram, Redford et Watson ont cherché à évaluer les bénéfices mutuels que conservation de la biodiversité et services écosystémiques pouvaient apporter, mais ont souligné les risques potentiels liés à des outils dont la finalité (notamment l'orientation vers le bien-être humain) n'est pas identique (Carter Ingram, Redford et Watson, 2012).

À l'inverse, les travaux de Naidoo *et al.* (2008) et, plus encore, ceux de Turner *et al.* (2007), de Larsen, Londoño-Murcia et Turner (2011) et de Cimon-Morin, Darveau et Poulin (2013) tentent d'identifier les espaces où la protection de la biodiversité peut être corrélée positivement à la protection des services écosystémiques. Ce type de démonstrations a été également appliqué aux PSE (Wünscher et Engel, 2012). L'équipe de Conservation International réunie autour de l'un de ses vice-présidents, Will Turner, va plus loin en cherchant à évaluer les bénéfices directs que les populations les plus pauvres pourraient tirer des services écosystémiques entendus comme liens entre biodiversité et bien-être humain (Turner *et al.*, 2012, p. 85).

Il est encore trop tôt pour évaluer les incidences de ces études sur les pratiques concrètes de gestion de la biodiversité, notamment au sein des aires protégées. Ces premiers travaux illustrent néanmoins le positionnement parfois sceptique, parfois militant de certains des spécialistes de la conservation de la biodiversité.

---

120. Mapping of ecosystem services priorities.

MULTIPLICATION ET DIVERSIFICATION DES AIRES PROTÉGÉES

Les résultats de ces études mondiales ou localisées sur la concordance entre zones de conservation de la biodiversité et fourniture de services écosystémiques révèlent la complexité à articuler ces deux objectifs sur un même type d'espaces. Si certains auteurs cherchent à identifier les contextes gagnants/gagnants où biodiversité et services écosystémiques se renforcent mutuellement, d'autres s'intéressent aux modalités de diversification du mandat et des objectifs des aires protégées provoquées par l'introduction des services écosystémiques.

Les lignes directrices attribuées aux aires protégées publiées en 2008 par l'Union internationale pour la conservation de la nature explicitent par exemple l'expression de « services écosystémiques associés » en précisant qu'il s'agit de services de l'écosystème qui sont liés mais n'interfèrent pas avec les objectifs de la conservation de la nature. Ceux-ci peuvent comprendre des services d'approvisionnement comme l'eau et la nourriture ; des services de régulation contre les inondations, les sécheresses, la dégradation des sols et les maladies ; des services de soutien comme la formation des sols et le cycle des nutriments ; et des services culturels comme les avantages récréatifs, spirituels, religieux et autres avantages non matériels (Dudley, 2008). Cette définition reflète bien la position de l'Union internationale pour la conservation de la nature qui place la protection des services écosystémiques comme un objectif supplémentaire qui ne concurrence, ni ne remplace celui de la biodiversité.

La Commission mondiale pour les aires protégées, qui dépend de l'Union internationale pour la conservation de la nature, paraît ainsi ne prendre en compte les services écosystémiques que comme un plus qui ne nuit en rien aux objectifs de conservation de la biodiversité et ne soulève aucun préjudice relatif à l'économicisation et à la diversification des aires protégées. Au contraire, le rapport sur les aires protégées et le changement climatique publié en 2010 par l'Union internationale pour la conservation de la nature souligne l'importance des nouveaux mécanismes incitatifs en lien avec le concept de services écosystémiques. Après avoir souligné le déséquilibre entre l'augmentation du nombre et de la superficie des aires protégées, et du financement international qui leur est consacré[121], ce même rapport montre que les aires protégées devraient constituer des éléments clés des stratégies nationales allant dans le sens du programme de Réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation des forêts (REDD) et avec d'autres

---

121. Depuis l'entrée en vigueur de la Convention sur la diversité biologique en 1993, le nombre des aires protégées dans le monde a augmenté de 100 % et leur superficie de 60 %. Pourtant, au cours de la même période, le financement international en faveur de la conservation de la biodiversité n'a augmenté que de 38 % (Mulongoy *et al.*, 2008).

stratégies d'utilisation des terres (Dudley *et al.*, 2010). Il indique également que les pays devraient envisager d'autres mécanismes de séquestration du carbone, tels que la gestion de la tourbe, de l'eau douce, des prairies, et des réserves marines et terrestres de carbone dans le cadre d'une démarche d'atténuation, c'est-à-dire une démarche capable d'examiner les possibilités d'investir dans le maintien des services écosystémiques essentiels à une adaptation efficace aux changements climatiques.

Ces positions font écho à des propositions plus anciennes, notamment celle de Heal *et al.* (2001) (faites en collaboration avec Daily, Kremen, Ehrlich, etc.), d'identifier des secteurs de services écosystémiques (*ecosystem services districts*). Leur argumentaire consiste à plaider pour une requalification des zones de conservation déjà existantes et qui ont pour fonction la conservation de l'eau ou des sols (mais aussi les côtes). Le terme district de conservation vise une portion d'un territoire dédiée – par la loi – à la conservation des sols ou de l'eau par le biais de programmes spécifiques. L'idée des auteurs est de proposer d'élargir le mandat de certaines de ces aires protégées afin de prendre en compte les services écosystémiques. L'objectif est de pouvoir organiser un financement de ces aires par rapport aux services rendus ; ce qui implique une évolution du cadre légal, ce sur quoi d'autres auteurs (Feldman, 2007) ont attiré l'attention.

Dans le même esprit, plusieurs rapports ont été publiés sur l'importance du milieu marin dans l'atténuation des changements climatiques (Herr, Pidgeon et Lafoley, 2011 ; Laffoley et Grimsditch, 2009) et ont préconisé l'établissement de nouvelles aires marines protégées dans le but de créer des espaces de stockage de carbone. Le concept de services écosystémiques intervient alors dans les politiques de conservation en milieu terrestre comme en milieu marin, non seulement en diversifiant les objectifs de création des aires protégées, mais également en justifiant leur multiplication.

DILUTION DES AIRES PROTÉGÉES DANS UN CADRE PLUS LARGE

Mais au-delà de la diversification des aires protégées, les services écosystémiques obligent à repenser les articulations spatiales et fonctionnelles entre conservation de la biodiversité et services écosystémiques. Ceci implique de dépasser les limites des zones de conservation en les liant aux espaces qui les entourent, qu'il s'agisse de complexes paysagers ou d'une région.

Cette démarche est par exemple mise en œuvre pour un projet de l'Agence française de développement dans le parc de Marsabit au Kenya, où une aire protégée forestière joue le rôle de château d'eau pour la zone aride qui l'entoure, zone dans laquelle est développé un programme de gestion des ressources. Cette expérience peut être mise en rapport avec un projet sur le parc Meru au Kenya, également financé par l'Agence française de développement cinq ans plus tôt, mais qui se concentrait strictement sur l'aire protégée.

Dans un autre contexte géographique, le programme Rubicode, sur la conservation de la biodiversité en Europe, a mis en avant l'émergence et le développement de l'utilisation du concept de service écosystémique et souligne qu'en plus de moderniser les politiques de conservation de la biodiversité il permettrait également d'étendre les politiques de conservation à l'échelle des paysages (Haslett *et al.*, 2010).

D'autres travaux, également européens, abordent une approche explicitement pensée en termes de gestion différenciée de l'espace, où les zones de forte biodiversité seraient protégées en tant que telles alors que les zones de moindre importance pour cette biodiversité pourraient être évaluées selon des critères liés aux services écosystémiques (Anderson *et al.*, 2009 ; Eigenbrod *et al.*, 2009 ; Schneiders *et al.*, 2012).

Cette image plutôt positive et dynamique de la conservation est associée à une dilution des compétences relatives aux aires protégées dans le paysage institutionnel. Le nombre d'acteurs concernés a réellement évolué dans le sens où l'approche par les services écosystémiques permet à des acteurs autrefois extérieurs d'intervenir dans le champ conservationniste. Alors que l'histoire des politiques de conservation de la nature a conduit, on l'a vu, à l'intégration d'un champ transnational (Dumoulin et Rodary, 2005), la question des services que rendent les écosystèmes tend à éclater ce champ. Enclenchée depuis le MEA (Pesche, 2011), cette diversification articule la conservation à d'autres politiques, notamment agricoles (à l'image des mesures agro-environnementales européennes) ou climatiques. De nouveaux objectifs, tels que l'entretien des services écosystémiques, vont attirer des fonds supplémentaires et de nouvelles organisations vers les activités de conservation. Il est désormais courant pour ces multiples organisations de fonctionner dans le même cadre spatial tout en ayant des objectifs distincts, où conservation de la biodiversité et services de la nature se chevauchent, et parfois se contredisent (Bode *et al.*, 2011). Il ne faut donc pas voir l'articulation entre services écosystémiques et aires protégées comme une problématique purement technique, centrée sur les milieux et leurs dynamiques : elle associe aussi étroitement une question de coordination institutionnelle et de modifications des liens entre champs sectoriels. C'est peut-être cette complexité qui explique en partie les différents positionnements des spécialistes de la conservation de la biodiversité.

POSITIONNEMENTS D'ACTEURS FACE AU LIEN ENTRE SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES ET AIRES PROTÉGÉES

Face aux incertitudes et à la complexité qui accompagnent l'articulation entre services écosystémiques et aires protégées sur le plan économique ou géographique, les conservationnistes adoptent des positions divergentes.

Ces points de vue sont influencés par les positions officielles des organisations dans lesquelles travaillent ces spécialistes, mais on a pu vérifier que les choix personnels pouvaient parfois se distinguer de l'institution de rattachement.

LES POSITIVISTES

Les positivistes reconnaissent l'intérêt du concept de services écosystémiques, l'utilisent et l'intègrent dans leurs objectifs. Tout en se positionnant dans un cadre général de protection de la biodiversité, ils n'envisagent pas de délaisser cet objectif de conservation au profit d'une focalisation sur les services écosystémiques.

Ils insistent sur l'intérêt de mécanismes internationaux de certification, comme ceux établis dans le cadre des marchés carbone, notamment la Climate Community and Biodiversity Alliance ou le Verified Carbon Standard. Certaines de ces certifications s'attachent non seulement aux objectifs carbone mais également aux bénéfices pour la diversité biologique, voire à certains aspects sociétaux. La Climate Community and Biodiversity Alliance est par exemple un partenariat mondial créé en 2003 qui regroupe des entreprises et des organisations non gouvernementales. Les standards qu'elle définit identifient des projets d'utilisation des terres visant à réduire de manière rigoureuse et crédible les émissions de gaz à effet de serre, tout en apportant des bénéfices positifs nets aux communautés locales et à la biodiversité[122]. Ces standards peuvent s'appliquer à tous les projets carbone liés à l'utilisation des terres, notamment aux projets de REDD, ainsi qu'aux projets d'absorption du dioxyde de carbone par la séquestration (par exemple par reboisement, boisement, revégétalisation, réhabilitation forestière, agroforesterie, agriculture durable). L'idée même d'une certification signifie toutefois que des risques de déviance sont présents dans l'esprit de ces positivistes.

De la même manière, ils envisagent la possibilité d'un encadrement juridique de l'utilisation du concept de service écosystémique. Leur attention se porte principalement sur la possibilité d'utiliser des outils juridiques soit pour associer pérennisation des services écosystémiques et protection de la biodiversité dans des textes fondateurs, soit pour préserver les écosystèmes qui fournissent ces services dans leur globalité, y compris en dehors des aires protégées. Si de tels outils sont bien envisageables d'un point de vue théorique, les tenants et les aboutissants d'une telle démarche sortent du contexte de cette étude.

Mais les positivistes voient surtout leurs modes d'action et leurs outils légitimés par l'apparition des services écosystémiques. À ce niveau, il faut distinguer deux types d'acteurs : d'une part, les acteurs généralistes (ceux à l'initiative du MEA comme le World Resources Institute ou le Programme

122. http://www.climate-standards.org/

des Nations unies pour l'environnement, et ceux qui ont participé aux publications plus récentes comme l'Unesco qui s'est investi dans le TEEB) pour qui les services écosystémiques constituent un instrument de coordination de secteurs jusque-là divisés ; de l'autre, des acteurs historiquement investis dans la conservation de la biodiversité qui ont opéré une transformation de leurs discours en le focalisant sur les services écosystémiques (en premier lieu Conservation International – voir notamment Turner *et al.* (2007, 2012) –, mais également l'organisation non gouvernementale Wildlife Conservation Society).

LES TACTICIENS

Les tacticiens identifient les services écosystémiques comme un outil pratique et ne sont pas choqués par le glissement qui s'est opéré vers l'économie.

Deux positions sont observées. Soit ces acteurs orientent leur discours sans nécessairement savoir ce que le concept contient. Ils soulignent alors l'importance d'un instrument qui permet de conceptualiser plus efficacement qu'avant le lien entre conservation et économie. Soit ils se préoccupent de la prise en compte systématique (*mainstreaming*) de la biodiversité dans les politiques globales (au sens de politique générale) et voient donc les services écosystémiques comme un nouvel outil de persuasion.

Pour eux, les services écosystémiques revêtent donc deux facettes : un élément stratégique pour les environnementalistes, ainsi qu'un moyen de revenir à des politiques de gestion/développement local pour les développementalistes. Ils soulignent le fait que les projets basés sur les services écosystémiques, et non pas sur la biodiversité, présentent de multiples avantages (Carter Ingram, Redford et Watson, 2012), allant de la multiplication des sources de financement au fait qu'ils peuvent impliquer des espaces en dehors des aires naturelles protégées strictement (Goldman et Tallis, 2009) en passant par le fait qu'ils engagent un plus grand nombre d'acteurs (Goldman *et al.*, 2008).

LES TRADITIONALISTES

Les partisans d'une conservation de la nature plus traditionnelle sont souvent contre la valorisation marchande de la biodiversité et sa monétarisation. Ils sont également sceptiques sur l'utilisation du concept et inquiets des effets de services écosystémiques sur la diversité biologique, notamment quand ceux-ci répondent à des objectifs qui peuvent s'opposer aux mesures de protection de la biodiversité. Ces acteurs se retrouvent dans des organisations à la lisière de la conservation (comme l'Unesco) ou dans des sphères des sciences sociales critiques vis-à-vis des politiques menées actuellement

dans le champ de la conservation. Ils représentent des courants numériquement et politiquement marginaux par rapport aux autres.

Dans un esprit de critiques constructives, Redford et Adams, dans un article publié dans *Conservation Biology* en 2009, ont identifié sept problèmes que soulève la prédominance des services écosystémiques dans l'agenda international relatif à la conservation de la biodiversité. Ils soulignent en premier lieu qu'à force de suivre la logique économique, il est à craindre que les justifications non économiques à la conservation ne soient plus prises en compte. Ils rappellent ensuite que tous les processus issus des écosystèmes ne soutiennent pas forcément les vies humaines, notamment les feux, les inondations et les autres désastres écologiques. Ils notent aussi que les services écosystémiques ne doivent pas forcément être produits par des espèces natives et que des espèces introduites pourraient atteindre le même résultat. La prise en compte généralisée de ces services dans les politiques pourrait alors avoir comme effet de chercher à favoriser certains services plus que d'autres, par exemple en multipliant les plantations forestières pour séquestrer du carbone. Ils insistent enfin sur les risques d'une intégration des services écosystémiques dans les marchés et des possibles tentatives d'appropriation que cela pourrait impliquer (Redford et Adams, 2009).

Sur un plan également critique, mais d'ordre plus sociologique, des voix se sont élevées au sein des spécialistes des politiques de conservation pour dénoncer la marchandisation dont la biodiversité fait l'objet à travers les services écosystémiques, poursuivant en cela une critique plus ancienne déjà portée aux politiques antérieures (Brockington, Duffy et Igoe, 2008). Morgan Robertson souligne par exemple la difficulté que les scientifiques peuvent avoir à ne décrire que « la nature que le capital peut voir » (Robertson, 2006) et les dangers de simplifications des mécanismes biologiques que cela peut impliquer. C'est une critique répétée et largement répandue dans des milieux universitaires, plutôt en sciences sociales et généralement très engagés contre la dimension marchande que les services écosystémiques introduisent dans les référentiels de gestion de la biodiversité (Cornell, 2011 ; Kosoy et Corbera, 2010 ; McAfee, 2012).

CONCLUSION

Paradoxalement, alors que l'histoire de la conservation de la nature s'est construite sur une restriction des dimensions données à cette nature (recentrée sur la conception et le contrôle qu'en avait l'État), c'est désormais la biodiversité qui offre aujourd'hui une ouverture vers une nature qui ne soit pas restreinte à la dimension mercantile qui tend à se diffuser avec les services écosystémiques. Les débats qui se répètent dans la littérature scientifique et qui opposent les positivistes aux traditionalistes confrontent la dimension utilitaire du concept de services écosystémiques aux autres

valeurs qui peuvent animer la protection de la biodiversité, et en particulier celles qui ne sont pas liées à l'impératif de service[123]. Ces débats, et notamment ceux relatifs aux glissements sémantiques et rhétoriques qui s'opèrent entre services écosystémiques, leur évaluation économique et les PSE, permettent ainsi aux scientifiques de garder une virginité théorique par rapport aux dérives potentielles de ces services vers un cadre marchand (Boisvert, Méral et Froger, 2013). L'histoire se répète donc, dans le sens où l'économie n'a jamais été loin de l'écologie (Vivien, 1997) et où la conservation comme objectif politique n'a jamais complètement abandonné l'idée selon laquelle la nature pouvait être sauvée par sa valeur économique (McAfee, 1999). Mais au-delà de cette répétition, la position défensive qu'adoptent les traditionalistes et l'attitude offensive des positivistes révèlent une marginalisation des argumentaires politiques provoquée par l'irruption des services écosystémiques dans le champ conservationniste. Bien plus que de « vivre avec » la biodiversité, comme l'appellent de leurs vœux Esther Turnhout et ses collègues (2013), c'est bien avec les services écosystémiques et les appareillages marchands qu'ils véhiculent qu'il va falloir que les conservationnistes vivent dans les années qui viennent.

123. Voir notamment les débats de Cimon-Morin, Darveau et Poulin (2013, 2014) et Deliège et Neuteleers (2014). Ceux de Perrings *et al.* (2010) et Faith (2010), ainsi que ceux de Turnhout *et al.* (2013), Turnhout *et al.* (2014) et Abson et Hanspach (2014).

CONCLUSION
Les services écosystémiques, entre controverses et certitudes

Philippe Méral, Alexandre Péresse, Denis Pesche

L'histoire moderne de la notion de service écosystémique commence au début des années 1970, au même moment, et par les mêmes acteurs, que l'alerte donnée sur les pressions sur l'environnement exercées par la croissance démographique et économique. Les chapitres 1 et 3 ont montré le rôle des acteurs conservationnistes nord-américains et des chercheurs dans l'émergence de la notion de service écosystémique durant les années 1990. La médiatisation des services écosystémiques a franchi un palier avec l'initiative du Millennium Ecosystem Assessment (MEA). Les questions liées à la biodiversité étaient alors peu prises en compte par les instances internationales et souvent de façon fragmentée[124]. La Convention sur la diversité biologique avait été initialement conçue comme un cadre global sur ces questions mais elle s'est surtout consacrée aux questions de régulation de l'accès aux ressources génétiques. Dans un contexte institutionnel morcelé, la promotion des services écosystémiques pouvait alors être comprise comme une volonté de proposer une position claire et partagée autour des enjeux de la biodiversité, pour les rendre plus visibles internationalement.

Tout comme la création du néologisme biodiversité, les services écosystémiques ont été promus pour sensibiliser les décideurs à des messages reliant les préoccupations environnementales avec, en premier lieu, l'érosion de la biodiversité, et également les mécanismes de décision. C'est ce passage à l'aide à la décision qui est en question aujourd'hui avec de nombreuses

124. Cette fragmentation résulte pour partie du fait que la biodiversité est traitée dans de nombreuses conventions : Convention sur la diversité biologique (1992), Convention de Ramsar sur les zones humides (1971), celle sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (Cites, 1973) et sur les espèces sauvages migratoires (CMS, 1979).

expérimentations à différentes échelles. En France, les services écosystémiques sont encore peu utilisés par les gestionnaires et les acteurs des politiques publiques. Habitués à recourir au terme de biodiversité, les acteurs peu connectés aux sphères internationales ont un usage du terme de services écosystémiques limité et souvent récent. Une partie des milieux scientifiques français a été et reste particulièrement rétive à l'usage de cette notion, la considérant comme trop anthropocentrée, trop réductrice de la complexité inhérente au fonctionnement des écosystèmes. La loi sur la biodiversité en cours de discussion au moment de la parution de cet ouvrage témoigne de l'intégration des services écosystémiques dans les raisonnements politiques.

Dans les pays du Sud, les perceptions sont très variées entre pays et à l'intérieur de chaque pays. Généralement, les acteurs qui utilisent la notion de service écosystémique le font dans un sens plus opérationnel (service environnemental, *serviços ambientais*, *servicios ambientales*, etc.) qu'académique. Sa diffusion paraît étroitement liée à celle des instruments de type paiement pour services environnementaux (PSE), largement promus depuis la fin des années 2000 (chapitres 4, 5 et 8). C'est à travers les PSE que les acteurs des politiques environnementales et forestières ont pris connaissance de la notion. Pour autant, le modèle des transferts de politiques, généralement pensé des pays du Nord vers ceux du Sud a été questionné face à l'importance de certains pays du Sud, comme le Costa Rica, dans la dynamique de diffusion des PSE.

Les travaux sur les programmes de PSE menés au Costa Rica et à Madagascar, complétés par d'autres analyses au Cambodge et au Brésil, ont permis de montrer l'intérêt d'une approche articulant la longue période et l'analyse institutionnelle (chapitres 4, 5 et 7). Si tous s'accordent désormais sur l'importance de la mesure de l'efficacité environnementale et l'efficience économique de ces contrats, les PSE à succès restent ceux qui viennent en appui ou s'inscrivent dans des dispositifs et des politiques préexistantes. Les acteurs de la gestion et des politiques environnementales ont construit une culture commune autour de la problématique (sensibilisation, langage commun, règles d'usage partagées, etc.) et de l'utilisation d'outils diversifiés comme la gestion communautaire, la foresterie sociale, etc. Les PSE, dans une logique contractuelle, apportent une dimension économique (le paiement) qui manquait. Dans d'autres contextes, moins riches d'expériences et moins institutionnalisés, les PSE ne réussissent pas, ou peu, à inverser une tendance déjà négative, voire ils l'accentuent. De ce constat, deux éléments ressortent : d'une part, l'idée souvent répandue que les PSE sont des outils innovants et efficaces par nature est largement surestimée et, d'autre part, les évaluations *ex ante* devraient occuper une place importante pour tirer les leçons des expériences de gestion passées plutôt que de les disqualifier en bloc au profit du modèle des PSE.

Les analyses menées sur d'autres instruments d'action publique ont confirmé l'usage encore partiel des services écosystémiques. Par exemple,

en dépit d'une proximité conceptuelle entre les PSE et la certification environnementale, les acteurs des filières certifiées ne mobilisent que très peu la notion (chapitre 10). C'est aussi le cas pour les aires protégées, notamment dans les parcs naturels régionaux français (métropolitains et outre-mer), où une utilisation plus importante de cette notion était attendue des différents acteurs en faveur de la protection. Ceci est moins vrai dans les aires protégées des pays en développement où l'utilisation de la notion de service écosystémique est manifeste, à Madagascar et au Cambodge notamment (chapitres 5 et 11). Dans les pays du Sud, c'est d'ailleurs autour et dans des aires protégées que les PSE se développent le plus : il est alors utile de souligner la complémentarité de ces deux instruments de politique (PSE et aires protégées) plutôt que de les opposer du fait de leur logique réglementaire ou économique.

En France, les recherches ont aussi porté sur l'analyse des mesures agri-environnementales. Le chapitre 9 montre bien en quoi elles mettent en avant l'idée de services rendus et, en cela, elles s'approchent du modèle des PSE. Les mesures agri-environnementales sont néanmoins basées sur des compensations pour des surcoûts liés à des changements de pratiques et non pas sur des contrats adossés à des résultats attendus (les services effectivement rendus). Dans le contexte de la réforme récurrente de la politique agricole commune, l'argumentaire en faveur des PSE est écouté attentivement par ceux qui souhaiteraient maintenir ce système d'aides environnementales dans un contexte international marqué par une forte hostilité à l'égard des subventions sectorielles.

Au final, la diffusion rapide des services écosystémiques à l'échelle internationale produit deux effets. Cela laisse croire qu'il existe un consensus scientifique sur cette notion. Or, c'est loin d'être le cas. Par ailleurs, la notion de service a accentué le caractère anthropocentré et positif de la représentation des relations entre nature et société ; le terme de « disservice » étant encore peu utilisée. C'est la combinaison de ces deux éléments qui cristallise une partie des critiques et des controverses autour de la notion et qui, à l'inverse, contribue à son succès auprès d'une part importante des institutions internationales et des décideurs publics comme privés. Ce qui est perçu d'un côté comme une perspective biaisée, réductrice et porteuse de valeurs néo-libérales, est perçu, par d'autres, comme une perspective claire et utile pour le décideur.

Plusieurs auteurs identifient les principales controverses autour de la notion de service écosystémique en les regroupant en trois grands types : les critiques de nature éthique, visant principalement le caractère anthropocentré de la notion qui privilégierait une vision de l'exploitation de la nature, celles portant sur les stratégies de conservation et d'usage durable des écosystèmes, et enfin celles questionnant le caractère scientifique de la notion considérée comme trop vague et trop normative (Schröter *et al.*, 2014). Un autre travail de synthèse identifie cinq domaines de controverses :

les incertitudes scientifiques sur la fourniture des services, la diversité des perceptions sur les relations entre l'homme et la nature, la valeur des services, l'incertitude sur les bénéficiaires et les échelles concernées, les instruments de politique dérivés des services écosystémiques (Barnaud et Antona, 2014). Les lignes ci-dessous présentent les paysages de la critique autour de la notion de service écosystémique en trois domaines : celui de la valeur et des représentations de la nature et de la société que véhicule cette notion, celui des instruments et des politiques, notamment la question des PSE, et enfin celui de sa capacité à représenter la complexité de la biodiversité.

LA NOTION DE SERVICE ÉCOSYSTÉMIQUE IMPLIQUE-T-ELLE UNE MARCHANDISATION DE LA NATURE ?

Une représentation anthropocentrée de la nature : réductionnisme ou pragmatisme ?

La notion de service écosystémique reflète une représentation spécifique des relations entre l'homme et la nature qui est loin d'être consensuelle et partagée, et la diversité des acteurs pouvant l'utiliser a des interprétations très différentes à l'esprit, en fonction de leur représentation de ses relations (Maris, 2014). D'une manière schématique, on peut évoquer ces représentations selon une dualité entre la critique des services écosystémiques comme étant trop anthropocentrée et, à l'opposé, une perspective qui estime que cette notion facilite une meilleure connexion des humains à la nature. L'enjeu des débats est alors de savoir si oui ou non ce concept permet une perception mieux (ou trop) intégrée des dynamiques écologiques et sociales.

Pour certains auteurs, l'accent mis sur les bénéfices rendus par les écosystèmes pour notre bien-être a un caractère essentiellement anthropocentrique et exclut de fait la valeur intrinsèque de la nature, ainsi que la valeur que représentent ces écosystèmes pour les autres êtres vivants (Chan *et al.*, 2012). La métaphore économique, représentant les écosystèmes comme un capital naturel, et les fonctions des écosystèmes comme des services, véhicule une relation entre l'homme et la nature à l'image d'une relation d'échange économique (Opdam *et al.*, 2015). Plusieurs auteurs soulignent alors que cette conception des services écosystémiques peut conduire à une représentation de la relation entre l'homme et la nature accentuant l'exploitation économique de la nature (Fairhead, Leach et Scoones, 2012 ; Raymond *et al.*, 2013) avec le risque de nous transformer en consommateur de services écosystémiques et de nous dissocier encore plus de la nature (Robertson, 2012). Cette critique est surtout portée par des chercheurs en sciences sociales qui mettent l'accent sur des arguments d'ordre éthique et politique (Schröter *et al.*, 2014), mais aussi par des réseaux d'organisations non gouvernementales (Kill, 2014) et quelques gouvernements latino-américains sensibles à ces questions (Plurinational State of Bolivia, 2013).

Face à ces critiques sur le caractère anthropocentrique de la notion de service écosystémique, d'autres auteurs soulignent au contraire son utilité pour inverser la tendance à la déconnexion croissante de nos sociétés à l'égard de la nature (Schröter *et al.*, 2014). En mettant fin à l'exploitation gratuite de la nature, la notion de service écosystémique offrirait la possibilité de construire des ponts entre nos systèmes économiques et les écosystèmes (Raymond *et al.*, 2013). De plus, ces auteurs contestent la critique portant sur l'exclusion des valeurs intrinsèques des écosystèmes ; pour eux, celles-ci peuvent parfaitement être capturées par la prise en compte des services culturels.

Ces débats autour de la relation entre l'homme et la nature sont apparus très tôt dans la littérature, notamment après la parution de l'article de Costanza (Costanza *et al.*, 1997 ; chapitre 3). Ils perdurent encore aujourd'hui en raison de la place croissante prise par l'évaluation monétaire au niveau international.

L'évaluation monétaire des services écosystémiques facilite-t-elle la prise de conscience ?

Une des spécificités du terme de service écosystémique est de placer l'évaluation de ces services au cœur de la problématique. Tels étaient l'objectif du MEA, puis celui de The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Pour autant, cette question de l'attribution d'une valeur à la nature est parmi les plus controversées. Doit-on évaluer les services écosystémiques ? Sur la base de quelles valeurs ? En termes monétaires ou non ? Au-delà des débats liés à l'évaluation physique des services écosystémiques (voir le chapitre 5), c'est surtout la place prise par l'évaluation monétaire qui fait débat. Trois types de positionnement vis-à-vis de cette question peuvent être identifiés : une opposition radicale à l'exercice d'évaluation monétaire des services écosystémiques, considérée comme une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation de la nature ; une adhésion à l'évaluation monétaire considérée comme un exercice nécessaire pour améliorer la prise en compte de ces services dans les processus de décision ; et une position visant la recherche de propositions alternatives à l'évaluation monétaire des services écosystémiques en prenant en compte une plus grande diversité des systèmes de valeurs associés à la nature.

La critique la plus radicale exprimée à l'encontre de l'évaluation des services écosystémiques provient généralement d'auteurs qui analysent les politiques de conservation de la biodiversité actuelles comme relevant de politiques néolibérales (Castree, 2008 ; Kull, De Sartre et Castro-Larrañaga, 2015 ; MacDonald et Corson, 2012 ; Melathopoulos et Stoner, 2015). Le terme de services écosystémiques serait un nouvel exemple de la néo-libéralisation de nos sociétés, au même titre que les termes de développement durable, de valorisation de la biodiversité ou encore de croissance verte. L'argumentaire principal est que les problèmes d'érosion de la biodiversité

sont le résultat des dynamiques capitalistes actuellement en cours. Concevoir et mettre en place des politiques basées sur une représentation économique du problème revient à accentuer le problème plutôt qu'à le résoudre. Les tendances à réduire toutes formes de valeurs en une valeur d'échange monétaire et à élargir la sphère marchande à de nouveaux domaines régis jusqu'alors par d'autres modes de gouvernance sont interprétées comme une logique propre du capitalisme visant à surmonter temporairement ses crises (Kallis, Gómez-Baggethun et Zografos, 2013). L'évaluation monétaire des services écosystémiques est alors perçue comme une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation des écosystèmes. Les techniques d'évaluation monétaire encadrent la relation entre la société et la nature dans une logique basée sur la valeur d'utilité et la valeur d'échange, préfigurant ainsi le processus de marchandisation comme une réponse raisonnable et rationnelle aux problèmes de gestion des services écosystémiques. On retrouve ici le prolongement du débat précédant sur la conception de la relation entre l'homme et la nature à l'œuvre dans la notion de service écosystémique. Toutefois, plusieurs auteurs reconnaissent que ce processus de marchandisation des écosystèmes est loin d'être achevé et reste encore très contesté (Boisvert, Méral et Froger, 2013).

Face à ces critiques, les défenseurs de l'utilisation de l'évaluation monétaire mettent en avant des arguments pragmatiques. Pour eux, en pratique, nous évaluons déjà implicitement les écosystèmes et leurs services chaque fois que nous prenons une décision impliquant des compromis qui les concernent. Tout en reconnaissant les limites de ce type d'exercice, plusieurs auteurs estiment que l'évaluation monétaire permet d'améliorer la transparence des évaluations et facilite le processus de prise de décision (Costanza *et al.*, 2014). Ces auteurs justifient également le recours à l'évaluation monétaire pour les services écosystémiques en expliquant que ceux-ci sont des éléments soumis à la rareté économique, contrairement à d'autres éléments naturels tels que le vent, le soleil ou la gravité, et qu'à ce titre on doit réaliser des choix concernant leur utilisation et leur disponibilité. Pour ces auteurs, l'évaluation monétaire, malgré ses lacunes méthodologiques, permettrait d'estimer la valeur de différents services écosystémiques en une même unité de mesure, facilitant ainsi les comparaisons entre ces différents services, et donc les arbitrages possible dans les processus de décision (Anton *et al.*, 2010 ; Atkinson, Bateman et Mourato, 2012 ; Bateman *et al.*, 2010). L'évaluation monétaire permettrait aussi de mettre en évidence la sous-évaluation actuelle des externalités positives et négatives, fournissant ainsi des arguments supplémentaires pour améliorer les processus de prise de décision concernant les services écosystémiques, sans pour autant se substituer à d'autres types d'arguments d'ordres éthiques, écologiques ou autres (De Groot *et al.*, 2012b).

Pour autant, le lien entre évaluation monétaire des services écosystémiques et prise de décision est remis en question dans des études récentes

(Laurans *et al.*, 2013 ; Ruckelshaus *et al.*, 2015), ce qui met dos à dos l'argument pragmatique (l'évaluation monétaire est utile pour la décision) évoqué par ce courant et celui de la néolibéralisation (l'évaluation monétaire conduit à la marchandisation) mobilisé par le courant critique. Ce faisant, les travaux autour de la valeur et de l'évaluation prennent une autre orientation. Ils visent à insérer l'évaluation monétaire dans des processus d'évaluation plus large dont l'objectif est d'être plus utile pour la prise de décision. Tel est l'objectif du troisième courant identifié.

L'argument principal de ce courant est qu'il existe de nombreux systèmes de valeurs pertinents pour l'évaluation des services écosystémiques, différents de ceux qui sont exprimés en termes monétaires (Kallis, Gómez-Baggethun et Zografos, 2013). Le raisonnement amène alors à défendre la prise en compte d'une plus grande diversité des systèmes de valeurs dans les évaluations. Certains suggèrent d'utiliser des cadres méthodologiques multidimensionnels capables d'intégrer une pluralité de valeurs et de métriques (Busch *et al.*, 2012 ; Martín-López *et al.*, 2014). L'évaluation des services écosystémiques devrait intégrer plusieurs types de valeurs et de connaissances (écologie, sociologie, économie, mais aussi savoirs indigènes et locaux) afin d'être en mesure d'améliorer la transparence dans le processus de prise de décision (Chan *et al.*, 2012). Ces recherches trouvent un écho favorable dans les sphères de décisions comme en témoignent les travaux de l'Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) qui analysent actuellement les différentes méthodologies et conceptualisations d'évaluation des différentes valeurs des services écosystémiques[125].

LES PAIEMENTS POUR SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES : UN CHANGEMENT RADICAL ?

Au-delà de ces débats autour de la valeur des services écosystémiques, la question de leur expression dans des instruments et des politiques est également sujette à controverses. Comme nous l'avons montré tout au long de cet ouvrage, ils se sont cristallisés autour des incitations économiques et plus particulièrement autour des PSE. Ces controverses, qui ont été vives depuis, entre autres, la définition de Wunder en 2005, perdurent. Malgré des avancées significatives sur les modes de gouvernance des PSE faisant notamment apparaître de nouvelles définitions (Muradian et Rival, 2013 ; Wunder, 2015), la question du risque de marchandisation induite par le développement des PSE demeure centrale (Turnhout *et al.*, 2013). Cela

125. Voir IPBES/4/9 (http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/working/4_9/IPBES-4-9_FR.pdf) pour une vision synthétique et IPBES/4/INF/13 pour plus de détail sur ce travail en cours (http://ipbes.net/images/documents/plenary/fourth/information/IPBES-4-INF-13_EN.pdf).

s'explique principalement par la permanence de son succès dans les arènes internationales (Hrabanski, 2015) et plus particulièrement par son insertion dans d'autres catégories tels que les instruments de marché (*market-based instruments*) (Pirard et Lapeyre, 2012), voire plus récemment les mécanismes de financement innovants (*innovative financing mechanisms*) (Hein, Miller et De Groot, 2013).

Pour d'autres, l'amalgame entre services écosystémiques, PSE et marchandisation de l'environnement est souvent abusif. Les promoteurs de l'utilisation des PSE font valoir que cet instrument utilise rarement l'évaluation économique des services écosystémiques, pas plus qu'il ne repose sur un fonctionnement de type marchand (Froger *et al.*, 2015 ; Karsenty, 2013). Le concept de service écosystémique ne serait pas rattaché à un type de gouvernance donné et pourrait servir de base à différents instruments politiques, les PSE étant juste une option parmi d'autres (Schröter *et al.*, 2014). Une dimension du débat se focalise sur les caractéristiques économiques intrinsèques des écosystèmes et de leurs services. Les services écosystémiques pourraient se distinguer selon leur caractère rival ou exclusif et il n'est pas évident qu'une gestion politique par le marché soit la plus appropriée (Fisher, Turner et Morling, 2009). Robert Costanza et ses collègues, considérés parmi les principaux promoteurs des évaluations économiques des services écosystémiques, soulignent que, compte tenu du caractère de bien commun ou de bien public de nombreux services écosystémiques, les instruments fondés sur le marché ne sont pas nécessairement les plus appropriées pour les gérer (Costanza *et al.*, 2014).

D'autres auteurs considèrent que, même si les programmes de PSE n'adoptent pas strictement un mode de gestion marchand pour le moment, ils constituent une étape supplémentaire dans le processus de marchandisation de l'environnement (Dempsey et Robertson, 2013 ; Shapiro-Garza, 2013). En effet, la plupart des incitations à préserver les services écosystémiques, quelles que soient leurs appellations (paiements, récompenses, compensations, etc.), sont monétisées et contribuent ainsi à ancrer l'idée que la valeur de ces écosystèmes doit être considérée en termes monétaires. Ce qui entraîne le risque d'une homogénéisation des relations entre l'homme et la nature et donc, à terme, d'une marchandisation de l'environnement (Sullivan, 2013).

L'apparition récente de l'instrument « compensation écologique », qu'il s'agisse de bourses d'actifs environnementaux ou de la mise en place des banques de compensation, renforce ces débats et ces controverses. On retrouve les mêmes argumentaires que pour les PSE : écart entre théorie et pratique, rôle des institutions et de l'État, grande diversité des mécanismes observés, absence de relations directes entre services écosystémiques et compensation sont les arguments mobilisés pour limiter la crainte de la marchandisation de la nature.

UNE APPROCHE SIMPLIFIÉE OU SIMPLISTE DE LA BIODIVERSITÉ ?

Selon certains, la notion de service écosystémique, en voulant simplifier le message à destination des décideurs et du public, propose une vision simpliste de la biodiversité (chapitre 3). Les problèmes de mesures biophysiques, d'échelles, d'interactions entre composantes de la biodiversité, le passage entre fonctions et services, etc., constituent des problèmes qui sont vus soit comme des contraintes fortes qui condamnent le concept, soit comme des problèmes que plus de recherche doit permettre de surmonter. Parmi ces controverses, nous en retenons deux qui nous paraissent les plus significatives : la question des arbitrages entre services (*tradeoffs*) et disservices.

Comment arbitrer entre les services écosystémiques ?

Un arbitrage, ou compromis[126], reflète une situation où l'on observe une diminution dans la fourniture d'un ou plusieurs services écosystémiques du fait de l'augmentation de la fourniture d'un autre service (Kovács *et al.*, 2015). Cette question des arbitrages entre services écosystémiques n'est pas nouvelle et le MEA l'avait déjà identifiée dès 2005 en soulignant que la demande croissante en service d'approvisionnement se faisait souvent au détriment d'une baisse des services de régulation. Cette question ne s'est véritablement posée qu'à partir du moment où le cadre d'analyse des services écosystémiques fut proposé comme outil possible d'aide à la décision (Reed *et al.*, 2013).

Malgré la reconnaissance des arbitrages à réaliser dans la gestion des écosystèmes et la production de modèles scientifiques pour leur évaluation (Cavender-Bares *et al.*, 2015 ; Hauck *et al.*, 2013 ; Lester *et al.*, 2013), plusieurs difficultés persistent. La première est l'incertitude scientifique sur les interactions entre différents services écosystémiques, accentuée du fait de la variabilité des conditions des milieux écologiques. Ces incertitudes rendent délicate l'élaboration de modèles généraux (Mach, Martone et Chan, 2015). Par ailleurs, les bénéfices retirés des écosystèmes peuvent différer d'un acteur à un autre, si bien que certains arbitrages ou compromis ne sont pas consensuels ou légitimes si certains acteurs sont marginalisés ou absents des processus de prise de décision (Daw *et al.*, 2015).

L'enjeu est d'ouvrir l'analyse de ces questions à d'autres disciplines que l'écologie et l'économie. Les sciences sociales apparaissent toutes indiquées

126. La traduction du terme *tradeoffs* lorsqu'il est appliqué aux services écosystémiques évoque à la fois les nécessaires arbitrages à trouver (l'accent étant mis sur l'existence d'un problème), mais aussi les compromis qui peuvent être réalisés (l'accent étant mis sur l'existence de solutions). Les deux termes français d'arbitrage et de compromis sont employés dans la littérature.

pour étudier comment peut s'opérer la prise de décision dans un contexte d'incertitude, ou encore pour analyser la prise en compte des groupes marginaux dans les processus de décision, introduisant la dimension politique des logiques de gouvernance.

Quelle prise en compte des disservices ?

L'utilité de la notion de disservice et la nécessité de le rattacher au cadre des services écosystémiques suscitent la controverse. Certains auteurs estiment que les disservices sont déjà pris en compte dans les processus de prise de décision du fait des coûts économiques qu'ils engendrent (par exemple les maladies sur les cultures nécessitent l'application de pesticides) (Shapiro et Báldi, 2014). Ceci justifierait de mettre l'accent sur les services positifs, qui eux procurent le plus souvent des bénéfices invisibles. Pour d'autres, la notion de disservice constitue un risque pour les efforts de conservation de la biodiversité car le fait d'attirer l'attention sur ces « mauvais » services peut conduire à justifier économiquement l'élimination de certaines espèces ou écosystèmes perçus comme « nocifs », ce qui pourrait avoir des conséquences inattendues et graves sur la biodiversité (Villa *et al.*, 2014).

Cette crainte est minimisée par d'autres auteurs qui estiment que comparer les services positifs et les services négatifs dans un même cadre permettrait de donner des preuves encore plus convaincantes sur les effets nets positifs des écosystèmes sur notre bien-être (Lyytimäki, 2015 ; Sandbrook et Burgess, 2015).

LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES ESPACES RURAUX : NOUVEAUX ENJEUX

La notion de service écosystémique est aujourd'hui mobilisée pour répondre à des initiatives politiques et scientifiques récentes autour de mots-clés tels que compensation, restauration, séquestration, etc. qui font chacun référence à des enjeux précis (forêt, agriculture, climat) mais pour lesquelles la notion de service écosystémique crée des passerelles entre ces différentes thématiques. L'efficacité des mesures de restauration écologique devient alors un axe de recherche important au sein duquel la question de la mesure de la biodiversité et des services écosystémiques est centrale (Turner *et al.*, 2016). L'initiative The Economics of Land Degradation qui en découle peut ainsi être considérée comme une déclinaison de la démarche TEEB au niveau spécifique de la dégradation des terres. L'accent mis sur l'évaluation économique des terres s'appuie en grande partie sur l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (Mirzabaev, Nkonya et von Braun, 2015). Les instruments économiques sont également évoqués et les PSE sont considérés comme des outils permettant de lutter contre la dégradation des terres (Requier-Desjardins, Adhikari et Sperlich, 2011 ; Stavi et Lal, 2015).

La restauration écologique est reliée en partie à la problématique agricole, et plus particulièrement à celle des agroécosystèmes. Une des principales questions de recherche est de savoir si le maintien ou la fourniture de services écosystémiques est davantage garanti lorsque la restauration implique un partage entre terres agricoles et terres protégées (ce que l'on nomme en anglais le *land sparing*) ou par une combinaison sur un même espace d'activités agricoles productrices de services écosystémiques (ou *land sharing*) (Barral *et al.*, 2015). Là encore, la question des compromis entre services écosystémiques est centrale. Si la restauration écologique associée à des pratiques agricoles permet de fournir davantage de services écosystémiques de régulation, les effets sur les rendements agricoles (et donc sur les services écosystémiques d'approvisionnement) sont discutés et discutables.

La relation entre agriculture et services écosystémiques est un axe de recherche qui va bien au-delà de la thématique de la restauration. Comme nous l'avons mentionné dans l'ouvrage, les travaux sur les liens entre pratiques agricoles et biodiversité mettant les services écosystémiques au cœur de l'analyse existent depuis plusieurs années. Les travaux de recherche relatifs aux services écosystémiques dans ce domaine continuent de susciter une dynamique significative, qu'il s'agisse des pratiques agropastorales telles que les prairies (Amiaud et Carrère, 2012) ou l'élevage (Rodríguez-Ortega *et al.*, 2014), d'agroécologie (Duru *et al.*, 2015) ou d'agriculture de conservation (Palm *et al.*, 2014), de maintenir ou d'accroître la fertilité des sols, de maintenir le service de pollinisation, de lutter contre l'érosion ou de séquestrer du carbone. Sur ce dernier point, on peut signaler l'engouement croissant pour l'exploration de voies permettant d'améliorer la capacité des sols agricoles à séquestrer le carbone : certains décideurs politiques et des centres de recherche tentent de mieux intégrer les enjeux du changement climatique dans la gestion du secteur agricole[127].

Par ailleurs, cette thématique de la séquestration du carbone ne concerne pas uniquement les activités agricoles ou pastorales. Elles sont également présentes, et ce depuis longtemps, dans les travaux relatifs aux forêts. La capacité du couvert forestier, en foresterie traditionnelle ou en agroforesterie, à maintenir la biodiversité, voire à séquestrer le carbone est ainsi au cœur de la problématique de la compensation à l'interface des questions du changement climatique et de la biodiversité, l'exemple du mécanisme REDD+ en étant une manifestation évidente. Une autre nouveauté est l'apparition de la compensation en Europe, et notamment en France. La compensation biodiversité, telle qu'elle se présente dans le projet de loi française sur la biodiversité,

127. Comme en atteste l'initiative « 4 pour mille » (4PM) qui vise à renforcer les connaissances sur le stockage du carbone dans les sols agricoles en vue d'en augmenter les capacités par de meilleures pratiques et des innovations. En augmentant de 4 pour mille la capacité de stockage de carbone des sols à l'échelle de la planète, on pourrait, selon les promoteurs de cette initiative, absorber l'ensemble du CO2 actuellement dégagé par les activités humaines.

ouvre des perspectives nouvelles de recherche sur la mesure et le *monitoring* des dispositifs de compensation dans la séquence « éviter – réduire – compenser » (Levrel *et al.*, 2015). Cela concerne d'ailleurs tout type d'écosystème, des forêts aux zones humides… Ces initiatives relancent encore une fois les débats sur la marchandisation de la nature (Douai et Doussan, 2015), débat qui dépasse d'ailleurs le simple cas français (Lapeyre, Froger et Hrabanski, 2015).

La question de savoir si le concept de service écosystémique sera utilisé comme une notion permettant la « mesure » de la biodiversité dans les espaces ruraux reste encore ouverte. Pour de nombreux auteurs, d'autres notions, tels que les traits fonctionnels (Wood *et al.*, 2015) ou tout simplement les fonctions écologiques, sont plus appropriées que la notion de service écosystémique. Dans ce cas, celle-ci serait utilisée uniquement pour mettre en contexte les recherches menées dans un contexte politique qui combine de plus en plus les mots-clés évoqués (restauration, compensation, sols, forêts et agroécosystèmes) ou d'autres. Mais pour d'autres spécialistes, le concept de service écosystémique est structurant par rapport aux travaux engagés sur les milieux ruraux. On retrouve alors les trois dimensions évoquées plus haut et de manière transversale dans l'ouvrage, à savoir la question de l'évaluation (biophysique et économique), celle de la cartographie et de l'aménagement du territoire, et enfin celle des instruments et des politiques dédiés.

Notons enfin que, si nous avons souligné l'importance de ce concept comme lanceur d'alerte quant à l'érosion de la biodiversité, on constate aujourd'hui que son succès est dorénavant lié à sa capacité à servir de passerelle entre les différentes questions traitées au niveau international (biodiversité, climat, désertification, agriculture, forêt).

LES NOUVEAUX DOMAINES D'APPLICATION

Les écosystèmes marins et côtiers

La recherche sur les services écosystémiques s'est concentrée sur l'analyse des écosystèmes terrestres jusqu'ici, et beaucoup moins sur les écosystèmes marins et côtiers (Liquete *et al.*, 2013). Si on applique le cadre d'analyse des services écosystémiques, on peut considérer que ces écosystèmes fournissent un nombre important de services écosystémiques pour l'homme comme par exemple la fourniture de poissons, de fruits de mer, le stockage de carbone, etc. (Borger *et al.*, 2014). Or, ces services écosystémiques marins et côtiers sont soumis à une forte dégradation liée à des pressions anthropiques (surpêche, pollution, dégradation des habitats, etc.). Appliquer l'approche par les services écosystémiques dans ce contexte est promu pour améliorer les politiques de planification et de gestion des espaces marins et côtiers (Borger *et al.*, 2014 ; Liquete *et al.*, 2013 ; Marre *et al.*, 2015 ; Potts *et al.*, 2014). Pour ces auteurs, l'évaluation des services écosystémiques marins et côtiers pourrait par exemple permettre d'améliorer

la compréhension des arbitrages économiques entre différentes politiques de planification marine et côtière (Borger *et al.*, 2014). Il existe de nombreuses difficultés méthodologiques spécifiques pour leur évaluation, notamment du fait du manque de données disponibles et exploitables pour de nombreux services marins et de la grande mobilité de certaines ressources marines. Enfin, le manque de familiarité du grand public avec le milieu marin, tout particulièrement avec la haute mer, rend difficile l'utilisation de la méthode des préférences déclarées car ce milieu est perçu comme très éloigné pour la majorité des individus (Jobstvogt *et al.*, 2014). Le cadre d'analyse des services écosystémiques est par contre assez bien mobilisé dans une logique de légitimation des aires marines protégées. En effet si, historiquement, l'objectif des aires marines protégées est la conservation, les services rendus par les écosystèmes sont désormais reconnus comme un élément à part entière de ces dispositifs. Pour certains, l'approche par les services écosystémiques représenterait un double avantage en permettant de mieux justifier économiquement la création de nouvelles aires marines protégées auprès des décideurs publics (Potts *et al.*, 2014 ; Marre *et al.*, 2015) et en améliorant l'acceptabilité de celles-ci auprès de l'ensemble des parties prenantes par la mise en place de cadres de concertation (Carcamo *et al.*, 2014).

Les services écosystémiques dans les villes

Dans le contexte d'un monde en urbanisation rapide, la compréhension de la complexité et de la gestion des interactions entre l'homme et l'environnement dans les zones urbaines devient une préoccupation croissante (Luederitz *et al.*, 2015). L'approche par les services écosystémiques en milieu urbain peut avoir des impacts importants sur la qualité de vie des habitants (qualité de l'air, espace de récréation, etc.). Dans ce contexte, certains travaux appellent à reconnaître le rôle fondamental que joue la biodiversité en ville et le cadre d'analyse des services écosystémiques est ici clairement identifié comme un outil permettant de construire une meilleure résilience des villes (Haase *et al.*, 2014 ; Jansson, 2013). Pour certains, le concept de services écosystémiques devrait ainsi être plus explicitement intégré dans les politiques de planification urbaine afin d'améliorer la qualité de vie et la résilience des villes (Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Elmqvist *et al.*, 2013).

Toutefois, les études portant explicitement sur l'analyse des services écosystémiques en milieu urbain restent encore rares (Haase *et al.*, 2014). L'étude du TEEB (2011) a fait l'une des premières tentatives réussies pour évaluer explicitement les écosystèmes urbains avec le *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. Une revue de la littérature sur les études portant sur les services écosystémiques en milieu urbain montre que la plupart de ces travaux sont concentrés géographiquement sur l'Europe, l'Amérique du Nord et la Chine. Les méthodes d'évaluation utilisées comprennent des modèles biophysiques, des systèmes d'information

géographique et des méthodes d'évaluation économique. En ce qui concerne les types de services écosystémiques étudiés, les services de régulation (qualité de l'air, etc.) et culturels (espace récréatif, etc.) sont particulièrement analysés, avec également, à un degré moindre, les services d'approvisionnement (agriculture urbaine) (Haase *et al.*, 2014).

Ces auteurs identifient deux principales limites à ces études : même lorsque les études portent sur plusieurs services écosystémiques, les synergies possibles et les arbitrages à réaliser entre ces services ne sont pas explorés ; et la très grande majorité des études sont statiques et visent à évaluer un ou plusieurs services écosystémiques à un moment donné, il y a un manque d'études fondées sur une compréhension approfondie de la dynamique des écosystèmes urbains à un niveau plus détaillé. Malgré ces limites, les approches actuelles s'intéressant à l'analyse des services écosystémiques en milieu urbain offrent déjà un riche éventail d'approches méthodologiques et démontrent comment une approche par les services écosystémiques peut contribuer à la prise de décision en matière de planification urbaine.

L'USAGE DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DANS LES PROCESSUS DE DÉCISION

Malgré le foisonnement de travaux sur l'évaluation des services écosystémiques, un défi important reste de savoir comment passer de la connaissance scientifique ou plus appliquée à la prise de décision (Daily *et al.*, 2009 ; Ruckelshaus *et al.*, 2015). L'hypothèse de base sous-jacente à la notion de service écosystémique est que renforcer les connaissances sur ces services permettra d'améliorer considérablement leur prise en compte dans les processus de décision (public et privé), et ainsi de réduire la dégradation des écosystèmes. La littérature en science politique montre que les idées et les connaissances ont leur rôle à jouer dans le processus de changement, mais qu'elles sont loin d'être les seules variables et rarement les facteurs prédominants (Jordan et Russel, 2014 ; Palier et Surel, 2005 ; Sabatier, 2007). Dans quelle mesure le cadre des services écosystémiques s'est-il articulé aux processus de décision ? Cela a-t-il véritablement permis une meilleure prise en compte des écosystèmes ? Dix ans après la publication du Millennium Ecosystem Assessment (2005), plusieurs travaux s'intéressent à ces questions (Dunlop, 2014 ; Guerry *et al.*, 2015 ; Jordan et Russel, 2014 ; Laurans *et al.*, 2013 ; Turnpenny, Russel et Jordan, 2014).

Il est convenu de constater qu'un nombre croissant de gouvernements nationaux, d'organisations internationales, d'entreprises et d'organisations non gouvernementales ont commencé à intégrer la notion de service écosystémique et la prise en compte des écosystèmes dans leur processus de prise de décision (Abson *et al.*, 2014 ; Guerry *et al.*, 2015). Une synthèse récente recense plus de vingt exemples d'approches, que ce soit dans les sphères privées ou publiques, utilisant le cadre d'analyse des services écosystémiques

pour éclairer les décisions en matière de planification spatiale, de restauration des écosystèmes, de mise en place de PSE, de politique d'adaptation au changement climatique, de gestion des risques d'entreprise, d'évaluation de projet d'infrastructure, etc. (Ruckelshaus *et al.*, 2015).

Un autre constat est le fait que le cadre des services écosystémiques est mobilisé à des échelles différentes. Il est par exemple mobilisé au sein des institutions internationales sur les questions de biodiversité et de conservation (Convention sur la diversité biologique, IPBES), mais aussi sur celles concernant les politiques de développement (objectifs de développement durable de l'Organisation des Nations unies) (Lucas *et al.*, 2014). Au niveau national, des programmes nationaux d'évaluation des services écosystémiques sont développés (National Ecosystem Assessment au Royaume-Uni, Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques en France, etc.) et certaines politiques sectorielles commencent à y faire référence (politique agricole commune, politique de l'eau) (Jordan et Russel, 2014). Enfin, plusieurs travaux montrent comment le cadre des services écosystémiques peut être intégré dans des outils d'aide à la décision déjà existants et très largement utilisés tels que les études d'impacts environnementales (Partidario et Gomes, 2013), l'analyse multicritères (Fontana *et al.*, 2013), l'analyse de risque d'entreprise (Winn et Pogutz, 2013), ou encore la planification spatiale (Bateman *et al.*, 2013).

Ce mouvement de diffusion de la notion et du cadre d'analyse qu'elle véhicule ne s'accompagne pas toujours de changements spectaculaires et tangibles dans les processus de décisions (Guerry *et al.*, 2015). Le cadre des services écosystémiques n'a pas toujours été en mesure de répondre aux promesses qu'il avait pu susciter quant à sa capacité à influencer les processus de décisions en faveur d'une meilleure gestion des écosystèmes (Laurans *et al.*, 2013). La mise en œuvre opérationnelle de la notion de service écosystémique est même présentée par certains auteurs comme un échec (Koschke *et al.*, 2014). Si le terme d'échec peut sembler excessif, il est vrai que l'approche par les services écosystémiques reste encore un concept largement mobilisé par des scientifiques pour la recherche, et encore peu en pratique par les gestionnaires ou les décideurs politiques (Laurans *et al.*, 2013 ; Abson *et al.*, 2014).

VERS UNE NORMALISATION EUROPÉENNE ?

Il nous paraît opportun pour terminer cette conclusion de souligner l'importance prise par les services écosystémiques dans la programmation de la recherche. En effet, une des tendances observées dans l'évolution des publications scientifiques est que celles-ci sont la plupart du temps liées à des programmes de recherche, plus particulièrement européens. L'importance prise par la thématique des services écosystémiques dans les recherches actuelles sur la biodiversité est en grande partie alimentée par l'Union

européenne à travers ses mécanismes de financement de la recherche (6e et 7e Programmes cadres de recherche et développement, puis Horizon 2020). Intégrer le cadre d'analyse des services écosystémiques dans la prise de décision tout en continuant à produire des données sur les liens entre services écosystémiques et fonctionnement des écosystèmes ont été les deux axes de recherche de projets financés par l'Union européenne[128].

Au final, depuis 2008, c'est environ 125 millions d'euros qui auront été utilisés pour le financement de plus de trente projets européens qui positionnent la thématique des services écosystémiques au cœur de leur problématique[129]. L'Union européenne joue incontestablement un rôle moteur dans la diffusion et la promotion de cette notion à travers des réseaux et des équipes de recherche. Dans ce contexte, peu de place est laissée à des approches critiques ou distanciées. L'obligation de se fondre dans les objectifs des appels d'offres pour pouvoir bénéficier de financements contribue à marginaliser les projets qui iraient à l'encontre des idées et des concepts promus par les institutions clés.

Désormais, la notion de service écosystémique s'utilise de manière croissante dans le champ scientifique, souvent à la demande des institutions internationales et nationales. Ce n'est donc pas qu'un objet scientifique, c'est aussi un objet politique. C'est en ce sens qu'il faut comprendre les débats, les controverses et les pistes nouvelles qui sont apparues ces dernières années.

À l'heure où les crédits pour la recherche sont de plus en plus reliés à leur caractère opérationnel, utile pour le décideur, à l'heure où la médiatisation des résultats scientifiques est rapide et globale, la faible prise en compte de recherches critiques ou portant un regard attentif sur les conflits et les tensions générés par la notion de service écosystémique et ses usages pose question. Faut-il requalifier à l'aune des services écosystémiques toutes les recherches ayant un lien avec la biodiversité sous prétexte de leur donner de la visibilité et des chances d'être financées ? Comment faciliter la conduite de recherches prenant du recul sur une notion qui ne semble plus beaucoup discutée aujourd'hui ? L'analyse des conflits et des tensions dans les usages locaux des dispositifs d'action publique intégrant la notion de service écosystémique reste un champ de recherche ouvert à une période où expérimentations et tâtonnements opérationnels caractérisent l'essentiel des pratiques en termes de gestion de la biodiversité et d'articulation entre biodiversité et divers secteurs économiques.

---

128. L'ensemble des données qui suivent sont issues de la base de données de l'Union européenne consultable à l'adresse suivante : http://cordis.europa.eu/home_fr.html
129. Ce chiffre atteint les 135 millions d'euros si on tient compte de l'appel d'offres Biodiversa 3 financé en partie par l'Union européenne mais dont le résultat des appels d'offres nationaux (et par conséquent la part de ce budget directement dédié à la thématique des services écosystémiques) n'est pas encore connu. Ce montant est probablement sous-estimé puisqu'il ne tient pas compte des projets finançant des chercheurs individuels (Marie Curie, European Research Council, etc.).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abson D.J., Hanspach J., 2014. Response to Turnhout et al.'s Rethinking biodiversity: from goods and services to "living with". *Conservation Letters*, 7 (3), 334-335.

Abson D.J., von Wehrden H., Baumgartner S., Fischer J., Hanspach J., Hardtle W., Heinrichs H., Klein A.M., Lang D.J., Martens P., Walmsley D., 2014. Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics*, 103, 29-37.

Alcamo J., Bennett E. M., Millennium Ecosystem Assessment (dir.), 2003. *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Washington D. C./Covelo (Californie)/Londres, World Resources Institute/Island Press/Millennium Ecosystem Assessment, 266 p.

Amiaud B., Carrère P., 2012. La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystèmiques. *Fourrages*, 211, 229-238.

Amigues S., 1980. Quelques aspects de la forêt dans la littérature grecque antique. *Revue forestière française*, 32 (2), 211-223.

Anderson B.J., Armsworth P.R., Eigenbrod F., Thomas C.D., Gillings S., Heinemeyer A., Roy D.B., Gaston K.J., 2009. Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology*, 46 (4), 888-896.

Andriamahefazafy F., Méral P., 2004. La mise en œuvre des plans nationaux d'action environnementale : un renouveau des pratiques des bailleurs de fonds ? *Mondes en développement*, 32 (127), 29-44.

Andriamahefazafy F., Méral P., Rakotojaona J.R., 2007. La planification environnementale : un outil pour le développement durable ? *In : Madagascar face aux enjeux du développement durable : des politiques environnementales à l'action collective locale* (C. Chaboud, G. Froger, P. Méral, dir.). Karthala/MAEE, Paris, 23-50.

Andriamahefazafy F., Bidaud C., Méral P., Serpantié G., Toillier A., 2012. L'introduction de la notion de service environnemental et écosystémique à Madagascar. *VertigO*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12875

Anton C., Young J., Harrison P.A., Musche M., Bela G., Feld C.K., Harrington R., Haslett J.R., Pataki G., Rounsevell M.D.A., Skourtos M., Sousa J.P.,

Sykes M.T., Tinch R., Vandewalle M., Watt A., Settele J., 2010. Research needs for incorporating the ecosystem service approach into EU biodiversity conservation policy. *Biodiversity and Conservation*, 19 (10), 2979-2994.

Antona M., Bonin M., Bonnin M., Hrabanski M., Le Coq J.F. (dir.), 2012. Émergence et mise en politique des services environnementaux et écosystémiques. *VertigO*, 12 (3), 206 p.

Ansaloni M., 2015. *Le tournant environnemental de la PAC. Débats et coalitions en France, en Hongrie et au Royaume-Uni*. Paris, L'Harmattan, 359 p.

Araya Rosas P., Clüsener-Godt M., 2010. *Reservas de la biosfera. Su contribucion a la provision de servicios de los ecosistemas. Experiencias exitosas en Iberoamerica*. Paris, Unesco, 226 p.

Armsworth P.R., Chan K.M.A., Daily G.C., Ehrlich P.R., Kremen C., Ricketts T.H., Sanjayan M.A., 2007. Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation Biology*, 21 (6), 1383-1384.

Arnaud De Sartre X., Castro M., Dufour S., Oszwald J., 2014. *Political ecology des services écosystémiques*. Bruxelles, Peter Lang, 289 p.

Assunção J., Gandour C., Rocha R., 2012. Deforestation slowdown in the legal Amazon: prices or policies? *CPI Rio Working Paper 1*., Rio de Janeiro, Climate Policy Initiative, 37 p.

Atkinson G., Bateman I., Mourato S., 2012. Recent advances in the valuation of ecosystem services and biodiversity. *Oxford Review of Economic Policy*, 28 (1), 22-47.

Attac, 2012. *La nature n'a pas de prix. Les méprises de l'économie verte*. Paris, Les liens qui libèrent, 196 p.

Aubertin C., Pinton F., Boisvert V., 2007. *Les marchés de la biodiversité*. Bondy, IRD éditions, 270 p.

Aubréville A., 1959. Érosion sous forêt et érosion en pays déforesté dans la zone tropicale humide. *Bois et forêts des tropiques*, 68, 3-14.

Aznar O., 2002. *Services environnementaux et espaces ruraux. Une approche par l'économie des services*, thèse de doctorat en sciences économiques. Dijon, Université de Bourgogne. 305 p.

Balmford A., Rodrigues A.S.L., Walpole M., Ten Brinck P., Kettunen M., Braa L., de Groot R.S., 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Scoping the Science*. Cambridge, European Commission, 305 p.

Balmford A., Fisher B., Green R.E., Naidoo R., Strassburg B., Turner R.K., Rodrigues A.S.L., 2011. Bringing ecosystem services into the real world: an operational framework for assessing the economic consequences of losing wild nature. *Environmental & Resource Economics*, 48 (2), 161-175.

Balvanera P., Daily G.C., Ehrlich P.R., Ricketts T.H., Bailey S.A., Kark S., Kremen C., Pereira H., 2001. Conserving biodiversity and ecosystem services. *Science*, 291 (5511), 2047-2047.

Barral M.P., Benayas J.M.R., Meli P., Maceira N.O., 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: a global meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 223-231.

Barnaud C., Antona M., 2014. Deconstructing ecosystem services: uncertainties and controversies around a socially constructed concept. *Geoforum*, 56, 113-123.

Bateman I.J., Mace G.M., Fezzi C., Atkinson G., Turner K., 2010. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48 (2), 177-218.

Bateman I.J., Harwood A.R., Mace G.M., Watson R.T., Abson D.J., Andrews B., Binner A., Crowe A., Day B.H., Dugdale S., 2013. Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *Science*, 341 (6141), 45-50.

Baylis K., Peplow S., Rausser G., Simon L., 2008. Agri-environmental policies in the EU and United States: A comparison. *Ecological Economics*, 65 (4), 753-764.

Bendell J. (dir.), 2000. *Terms of Endearment: Business, NGOs and Sustainable Development*. Sheffield, Greenleaf Publishing, 280 p.

Bernstein S., Cashore B., 2012. Complex global governance and domestic policies: four pathways of influence. *International Affairs*, 88 (3), 585-604.

Berny N., 2008. Le lobbying des ONG internationales d'environnement à Bruxelles. *Revue française de science politique*, 58 (1), 97-121.

Berriet-Solliec M., Déprés C., Vollet D., 2003. La multifonctionalité de l'agriculture entre équité et efficacité. Le cas des CTE en Auvergne. *Économie rurale*, 273-274, 191-211.

Berthelot P., Chatellier V., Colson F., 1999. L'impact des mesures agri-environnementales sur le revenu des exploitations agricoles françaises. *Économie rurale*, 249, 19-26.

Bertrand A., Horning N.R., Montagne P., 2009. Gestion communautaire ou préservation des ressources renouvelables. Histoire inachevée d'une évolution majeure de la politique environnementale à Madagascar. *Vertigo*, 9 (3), http://vertigo.revues.org/9231

Bidaud C., Méral P., Andriamahefazafy F., Serpantié G., Cahen-Fourot L., Toillier A., 2012. Institutional and historical analysis of payments for ecosystem services in Madagascar. *In : Governing the Provision of Environmental Services* (R. Muradian, L. Rival, dir.). Dordrecht, Springer, 207-232.

Bidaud C., Méral P., Serpantié G., 2011. *Mobilisation des savoirs dans la mise en place des mécanismes de paiements pour services environnementaux « eau » et « carbone » à Madagascar*. Programme Serena, Document de travail n° 2011-14, 27 p.

Boardman R., 1981. *International Organisations and the Conservation of Nature*. Bloomington (Indiana), Indiana University Press, 215 p.

Bode M., Probert W., Turner W.R., Wilson K.A., Venter O., 2011. Conservation planning with multiple organizations and objectives. *Conservation Biology*, 25 (2), 295-304.

Boisvert V., 2005. Bioprospection et biopiraterie : le visage de Janus d'une activité méconnue. *Cahiers du Gemdev*, 30, 123-136.

Boisvert V., Méral P., Froger G., 2013. Market-based instruments for ecosystem services: institutional innovation or renovation? *Society & Natural Resources*, 26 (10), 1122-1136.

Boisvert V., Vivien F.D., 2010. Gestion et appropriation de la nature entre le Nord et le Sud. Trente ans de politiques internationales relatives à la biodiversité. *Revue Tiers Monde*, 202, 15-32.

Bonin M., Antona M., 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *VertigO*, 12 (3), http://vertigo.revues.org/13147

Bonnal P., Bonin M., Aznar O., 2012. Les évolutions inversées de la multifonctionnalité de l'agriculture et des services environnementaux. *VertigO*, 12 (3), http://vertigo.revues.org/12882

Bontems P., Rotillon G., 1998. *L'économie de l'environnement*. Paris, La découverte, 128 p.

Borger T., Beaumont N.J., Pendleton L., Boyle K.J., Cooper P., Fletcher S., Haab T., Hanemann M., Hooper T.L., Hussain S.S., Portela R., Stithou M., Stockill J., Taylor T., Austen M.C., 2014. Incorporating ecosystem services in marine planning: the role of valuation. *Marine Policy*, 46, 161-170.

Borie M., Hulme M., 2015. Framing global biodiversity: IPBES between mother earth and ecosystem services. *Environmental Science and Policy*, 54, 487-496.

Borraz O., Salomon D., 2003, Reconfiguration des systèmes d'acteurs et construction de l'acceptabilité sociale : le cas des épandages de boues d'épuration urbaines. *In : Risques collectifs et situations de risques. Apports de la recherche en sciences humaines et sociales* (C. Gilbert, dir.). Paris, L'Harmattan, 145-160.

Bosselmann A.S., Lund J.F., 2013. Do intermediary institutions promote inclusiveness in PES programs? The case of Costa Rica. *Geoforum*, 49, 50-60.

Bouquet C., 2012. *Les services environnementaux dans la Politique agricole commune. Analyse des points de vue européens*. Rapport de stage AgroParisTech, Antony, Irstea, 55 p.

Bourrelier P.H., Dietrich R., 1989. *Le mobile et la planète ou l'enjeu des ressources naturelles*. Paris, Economica, 627 p.

Bovarnick A., Fernandez-Baca J., Galindo J., Negret H., 2010. *Financial Sustainability of Protected Areas in Latin America and the Caribbean: Investment Policy Guidance*. Ballston (VA)/New York, UNDP/TNC, 162 p.

Boyd J., Banzhaf S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3), 616-626.

Braat L.C., de Groot R.S., 2012. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1 (1), 4-15.

Bracer C., Scherr S., Molnar A., Sekher M., Ochieng B.O., Sriskanthan G., 2007. *Organization and Governance for Fostering Pro-poor Compensation for Environmental Services*. Nairobi, World Agroforestry Centre, 55 p.

Brau-Nogué C., Dobremez L., Cozic P., Thiébaut L., Ernoult C., 2001. Impact de la prime au maintien des systèmes extensifs sur les exploitations et leurs pratiques fourragères. *Fourrages*, 165, 23-43.

Brockington D., Duffy R., Igoe J., 2008. *Nature Unbound. Conservation, Capitalism and the Future of Protected Areas*. Londres, Earthscan, 240 p.

Brooks T.M., Lamoreux J.F., Soberón J., 2014. IPBES ≠ IPCC. *Trends in Ecology & Evolution*, 29 (10), 543-545.

Bruntland G.H., 1987. *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, United Nations*. New York, World Commission on Environment and Development, 300 p.

Bureau J.C., Thoyer S., 2014. *La politique agricole commune*. Paris, La découverte, 124 p.

Bürgenmeier B., 2004. *Économie du développement durable*. Bruxelles, De Boeck université, 268 p.

Busch M., La Notte A., Laporte V., Erhard M., 2012. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 89-103.

Büscher B., Sullivan S., Neves K., Igoe J., Brockington D., 2012. Towards a synthesized critique of neoliberal biodiversity conservation. *Capitalism Nature Socialism*, 23 (2), 4-30.

Cahen-Fourot L., Méral P., 2011. *Gouvernance des paiements pour services environnementaux (PSE) à Madagascar : une analyse en termes de coûts de transaction*. Programme Serena, Document de travail n° 2011-06, 38 p.

Camau M., Massardier G. (dir.), 2009. *Démocraties et autoritarismes. Fragmentation et hybridation des régimes*. Paris, Karthala, 364 p.

Carcamo P.F., Garay-Fluhmann R., Squeo F.A., Gaymer C.F., 2014. Using stakeholders' perspective of ecosystem services and biodiversity features to plan a marine protected area. *Environmental Science & Policy*, 40, 116-131.

Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., Kinzig A.P., Daily G.C., Loreau M., Grace J.B., Larigauderie A., Srivastava D.S., Naeem S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401), 59-67.

Caron A., Jeanneaux P., Noulin A., 2011. Les mesures agro-environnementales territorialisées, un dispositif de paiement pour services environnementaux ? Questionnement à partir de l'étude de sa mise en œuvre en Auvergne. *Écologisation des politiques et des pratiques agricoles*, Avignon, Inra/Centre de recherche d'Avignon, 16-18 mars, Versailles, Inra, 5 p.

Carret J.C., Loyer D., 2003. *Comment financer le réseau d'aires protégées terrestres à Madagascar ?* Washington D. C./Paris, World Bank/AFD, 45 p.

Carter Ingram J., Redford K.H., Watson J.E.M., 2012. Applying ecosystem services approaches for biodiversity conservation: benefits and challenges. *S.A.P.I.EN.S*, 5 (1), 1-10.

Castree N., 2008. Neoliberalising nature: the logics of deregulation and reregulation. *Environment and Planning A*, 40, 131-152.

Castro R., Tattenbach F., Gamez L., Olson N., 2000. The Costa Rican experience with market instruments to mitigate climate change and conserve biodiversity. *Environmental Monitoring and Assessment*, 61 (1), 75-92.

Cavender-Bares J., Polasky S., King E., Balvanera P., 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20 (1).

Cavrois A., 2009. *Biodiversité et signes de reconnaissance agricoles : quelle prise en compte de la biodiversité dans les marques, labels et certifications de productions agricoles*. Paris, Comité français de l'UICN, 173 p.

Cazal E., Deligne C., 2011. *Analyse de la perception des services environnementaux et de l'application des PSE (paiements pour services environnementaux) : étude de la zone nord du Costa Rica*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 48 p.

CEDD, 2010. *Les « PSE » : des rémunérations pour services environnementaux*. Paris, Conseil économique pour le développement durable, 8 p.

CGDD, 2010a. Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire. *La Revue du CGDD*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable, 88 p.

CGDD, 2010b. Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques. *La Revue du CGDD*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable.

CGDD, 2012. Monétarisation des biens et services environnementaux : usages et pratiques. *La Revue du CGDD*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable, 58 p.

Chabé-Ferret S., Subervie J., 2013, How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1), 12-27.

Chan K.M.A., Satterfield T., Goldstein J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74, 8-18.

Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C., Daily G.C., 2006. Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4 (11), 2138-2152.

Chemnitz C., 2007. *The Compliance Decision with Food Quality Standards on Primary Producer Level: A Case Study of the EUREPGAP Standard in the Moroccan Tomato Sector*, Discussion Paper, 81. Berlin, Humboldt University of Berlin, 31 p.

Chervier C., 2011. *Revue de la littérature sur les aires protégées et les labels et lien avec la notion de service environnemental (SE)*. Document de travail n° 2011-15, Montpellier, Serena, 31 p., www.serena-anr.org/PDF/CHERVIER_WP2011_15.PDF

Chervier C., Déprès C., Neang M., 2012. Émergence de la notion de service environnemental et des dispositifs de rémunération des fournisseurs. Le cas du Cambodge. *Vertigo*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12890

Chevassus-au-Louis B., Salles J., Pujol J., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*. Rapport pour le Centre d'analyse stratégique, Paris, 378 p.

Cimon-Morin J., Darveau M., Poulin M., 2013. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: a review. *Biological Conservation*, 166, 144-154.

Cimon-Morin J., Darveau M., Poulin M., 2014. Ecosystem services expand the biodiversity conservation toolbox – A response to Deliège and Neuteleers. *Biological Conservation*, 172, 219-220.

Ciriacy-Wantrup S.V., 1947. Capital returns from soil-conservation practices. *Journal of Farm Economics*, 29 (4), 1181-1196.

Clark W.C., Mitchell R.B., Cash D.W., 2006. Evaluating the Influence of Global Environmental Assessments. *In : Global Environmental Assessments: Information and Influence* (R.B. Mitchell, W.C. Clarck, D.W. Cash, N.M. Dickson, dir.). Cambridge (Mass.), MIT, 1-28.

Clawson M., 1959. *Methods of Measuring the Demand for an Value of Outdoor Recreation*. Washington D. C., Resources for the Future, 36 p.

Clements T., John A., Nielsen K., An D., Tan S., Milner-Gulland E.J., 2010. Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: comparison of three programs from Cambodia. *Ecological Economics*, 69 (6), 1283-1291.

Coase R.H., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.

Corbera E., Brown K., 2008. Building institutions to trade ecosystem services: marketing forest carbon in Mexico. *World Development*, 36 (10), 1956-1979.

Corcuff P., 2011. Le savant et le politique. *SociologieS*, http://sociologies.revues.org/3533

Cornell S., 2011. The rise and rise of ecosystem services: Is "value" the best bridging concept between society and the natural world? *Procedia Environmental Sciences*, 6, 88-95.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R.S., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van Den Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630), 253-260.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R.S., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van Den Belt M., 1998. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25 (1), 3-15.

Costanza R., Daly H.E., 1987. Toward an ecological economics. *Ecological Modelling*, 38 (1-2), 1-7.

Costanza R., De Groot R., Sutton P., van der Ploeg S., Anderson S.J., Kubiszewski I., Farber S., Turner R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 26, 152-158.

Coudel E., Muradian R., Amazonas M., Piketty M.G., Eloy L., Ferreira J., Hercowitz M., Mattos L., May P., Toni F., 2015. The rise of PES in Brazil: from pilot projects to public policies. *In : Handbook of Ecological Economics* (J. Martinez Aliez, R. Muradian, dir.). Cheltenham, Edward Elgar Publishing, 450-472.

Credoc, 2009. *Étude exploratoire pour une évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Synthèse*. Étude réalisée à la demande du ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, Direction de l'eau et de la biodiversité, Paris, Credoc/Asconit Consultants/Pareto/Biotope, 30 p.

CSPF, 2001. *Stratégie de pérennisation financière pour l'environnement*, document établi dans le cadre du PE3, Commission spéciale sur la pérennisation financière. Antananarivo, miméo, 6 p.

Daccache M., 2011. La rationalisation économique du rapport à la biodiversité : éléments d'ethnographie. *Quaderni. Communication, technologies, pouvoir*, 76, 53-65.

Dahan-Damedico A., Guillemot H., 2006. Le changement climatique : dynamiques scientifiques, expertise, enjeux politiques. *Revue de sociologie du travail*, 48 (3), 412-432.

Daily G.C., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D. C., Island Press, 392 p.

Daily G.C., Ellison K., 2002. *The New Economy of Nature: The Quest to Make Conservation Profitable*. Washington D. C., Island Press/Shearwater Books, 260 p.

Daily G.C., Polasky S., Goldstein J., Kareiva P.M., Mooney H.A., Pejchar L., Ricketts T.H., Salzman J., Shallenberger R., 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7 (1), 21-28.

Daly H., 1977. *Steady-State Economics*. Washington D. C., Island Press, 318 p.

Daly H.E., 1987. The economic growth debate: what some economists have learned but many have not. *Journal of Environmental Economics and Management*, 14 (4), 323-336.

Daniels A.E., Bagstad K., Esposito V., Moulaert A., Rodriguez C.M., 2010. Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions? *Ecological Economics*, 69 (11), 2116-2126.

Daw T.M., Coulthard S., Cheung W.W., Brown K., Abunge C., Galafassi D., Peterson G.D., McClanahan T.R., Omukoto J.O., Munyi L., 2015. Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (22), 6949-6954.

de Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J.H.C., Bardgett R.D., Berg M.P., Cipriotti P., Feld C.K., Hering D., Martins Da Silva P., Potts S.G., Sandin L., Sousa J.P., Storkey J., Wardle D.A., Harrison P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversiy & Conservation*, 19 (10), 2873-2893.

de Camino R., Segura O., Arias L.G., Perez I., 2000. *Costa Rica: Forest Strategy and the Evolution of Land Use*. Washington D. C., The World Bank (OED), 151 p.

Décamps M., 2011. *Les Parcs naturels régionaux : une institution au service de l'action publique ? Le cas de la mise en œuvre de la politique agri-environnementale*, thèse de doctorat en sciences économiques. Clermont-Ferrand, Université d'Auvergne, 264 p.

Dedeire M., 2011. *Services environnementaux et produits d'origine géographique*. UMR ART-Dev, Document de travail n° 2011-03, Montpellier, Serena, 27 p., www.serena-anr.org/PDF/DEDEIRE_WP2011_03.PDF

Deffontaines J.P., Brossier J. (dir.), 1997. *Agriculture et qualité de l'eau : l'exemple de Vittel*. Paris, Inra éditions, coll. Dossier de l'environnement de l'Inra n° 14, 78 p.

de Groot R.S., 1987. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist*, 7 (2), 105-109.

de Groot R.S., 1992. *Functions of Nature. Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Groningen, Wolters Noordhoff, 315 p.

de Groot R.S., 1994. *Evaluation of environmental functions as a tool in planning, management and decision-making*. Thesis Chapter, University Wageningen, 85 p.

de Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemen L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7 (3), 260-272.

de Groot R.S., Fisher B., Christie M., Aronson J., Braat L., Gowdy J., Haines-Young R., Maltby E., Neuville A., Polasky S., Portela R., Ring I., 2012a. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. *In : TEEB. Ecological and Economic Foundations* (P. Kumar, dir.). New York, Routledge, 9-40.

de Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L.C., Ten Brink P., van Beukering P., 2012b. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1 (1), 50-61.

Deliège G., Neuteleers S., 2014. Ecosystem services as an argument for biodiversity preservation: Why its strength is its Problem – Reply to Cimon-Morin et al. *Biological Conservation*, 172, 218.

Dempsey J., Robertson M.M., 2013. Ecosystem services: Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 36 (6), 758-779.

de Rouffignac A., Munié L., Venturi C., 2011. *Analyse de la perception des services environnementaux et de l'application des PSE (paiements pour services environnementaux) : étude de la zone de Nicoya (Costa Rica)*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 87 p.

Deverre C., de Sainte Marie C., 2008. L'écologisation de la politique agricole européenne. Verdissement ou refondation des systèmes agro-alimentaires ? *Revue d'études en agriculture et environnement*, 89 (4), 83-104.

Devictor V., 2014. Chapitre 1. La protection de la nature : une double tension éthique et scientifique. *Journal international de bioéthique*, 25 (1), 29-43.

Dezalay Y., Garth B. G., 2002. *La mondialisation des guerres de palais*. Paris, Seuil, 504 p.

Díaz S., Fargione J., Chapin F.S. III, Tilman D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology*, 4 (8), doi:10.1371/journal.pbio.0040277

Douai A., Doussan I., 2015. Construire des marchés pour la compensation et les services écologiques : enjeux et controverses. *Revue internationale de droit économique*, 29 (2), 133-138.

Douai A., Vivien F.D., 2009. Économie écologique et économie hétérodoxe : pour une socio-économie politique de l'environnement et du développement durable. *Économie appliquée*, 62 (3), 123-158.

Doussan I., Thanneberger-Gaillarde E., Thiébaut L., 2000. L'environnement, objet de contrat entre l'agriculture et la société ? *Natures, sciences, sociétés*, 8 (2), 5-16.

Dudley N., 2008. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland (Suisse), IUCN, 143 p.

Dudley N., Stolton S., Belokurov A., Krueger L., Lopoukhine N., Mackinnon K., Sandwith T., Sekhran N., 2010. *Natural Solutions: Protected Areas Helping People Cope with Climate Change*. Gland (Suisse)/Washington D. C./New York, IUCN-WCPA/TNC/UNDP/WCS/The World Bank/WWF, 130 p.

Duffy R., 2008. Neoliberalising nature: global networks and ecotourism development in Madagasgar. *Journal of Sustainable Tourism*, 16 (3), 327-344.

Dumoulin D., Rodary E., 2005. Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité. *In : Représenter la nature ? ONG et biodiversité* (Aubertin C., dir.). Bondy, IRD éditions, 59-98.

Dunlop C.A., 2014. The possible experts: how epistemic communities negotiate barriers to knowledge use in ecosystems services policy. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32 (2), 208-228.

Duraiappah A.K., Rogers D., 2011. The Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: opportunities for the social sciences. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 24 (3), 217-224.

Durbin J., Andrianarimisa A., De Cosse P., 2002. *Le potentiel des contrats de conservation pour contribuer à la conservation de la biodiversité à Madagascar*, Programme Page. Antananarivo, USAID/IRG, 40 p.

Durey L., 2011. *L'évolution de l'utilisation du concept de services environnementaux au sein des politiques agricoles et relatives au changement climatique au Costa Rica*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 158 p.

Durey L., Le Coq J.F., 2013. *Integración de la noción de servicio ecosistemico en las políticas de conservación de Costa Rica*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 24 p.

Duru M., Therond O., Martin G., Martin-Clouaire R., Magne M.A., Justes E., Journet E.P., Aubertot J.N., Savary S., Bergez J.E., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4), 1259-1281.

Edelman M., 2005. *Campesinos contra la globalizacion: movimientos rurales en Costa Rica*. San Jose (Costa Rica), Editorial de la Universidad de Costa Rica, 453 p.

Egoh B., Reyers B., Rouget M., Richardson D.M., Le Maitre D.C., van Jaarsveld A.S., 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 127 (1-2), 135-140.

Egoh B., Rouget M., Reyers B., Knight A.T., Cowling R.M., van Jaarsveld A.S., Welz A., 2007. Integrating ecosystem services into conservation assessments: a review. *Ecological Economics*, 63 (4), 714-721.

Ehrlich P.R., Ehrlich A.H., 1982. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York, Random House, 305 p.

Ehrlich P.R., Mooney H.A., 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience*, 33 (4), 248-254.

Eigenbrod F., Anderson B.J., Armsworth P.R., Heinemeyer A., Jackson S.F., Parnell M., Thomas C.D., Gaston K.J., 2009. Ecosystem service benefits of contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, 276 (1669), 2903-2911.

Elmqvist T., Tuvendal M., Krishnaswamy J., Hylander K., 2013. Managing trade-offs in ecosystem services. *In : Values, Payments and Institutions for Ecosystem Management* (P. Kumar, I. Thiaw, dir.). Cheltenham (Grande-Bretagne), Edward Elgar Publishing, 70-89.

Eloy L., Coudel E., Toni F., 2013. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. *Sustentabilidade em Debate*, 4, 21-41.

Emerton L., Bishop J., Thomas L., 2006. *Sustainable Financing of Protected Areas: A Global Review of Challenges and Options*. Gland (Suisse), IUCN, 109 p.

European Union, 2013. *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An Analytical Framework for Ecosystem Assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Discussion Paper, DG Environment, Luxembourg, European Union, 60 p. http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf

Evans S., 1999. *The Green Republic: A Conservation History of Costa Rica*. Austin, University of Texas Press, 316 p.

Facchini F., 1999. La mise en œuvre de l'article 19 du règlement CEE 797/85 en France et en Grande-Bretagne. *Économie rurale*, 252, 3-8.

Fairhead J., Leach M., Scoones I., 2012. Green grabbing: a new appropriation of nature? *Journal of Peasant Studies*, 39 (2), 237-261.

Faith D.P., 2010. Biodiversity transcends services. *Science*, 330 (6002), 1744-1745.

FAO, 2007. *The State of Food and Agriculture. Paying Farmers for Environmental Services*. Rome, FAO, 240 p.

FAO, 2007. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture : payer les agriculteurs pour les services environnementaux*. Rome, FAO, 259 p.

Faucheux S., Noël J.F., 1995. *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*. Paris, Armand Colin, 370 p.

Feldman I.R., Blaustein R.J., 2007. Ecosystem services as a framework for law and policy. *Environmental and Law Reporter*, 37 (10), 1-34.

Ferraro P.J., 2002. The local costs of establishing protected areas in low-income nations: Ranomafana National Park, Madagascar. *Ecological Economics*, 43 (2-3), 261-275.

Fétiveau J., Karsenty A., Guingand A., Castellanet C., 2014. *Les initiatives innovantes pour le financement de la biodiversité*, Rapport d'expertise pour le ministère des Affaires étrangères et du développement international. Paris, Ministère des Affaires étrangères et du développement international, 97 p.

Fisher B., Turner R.K., 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 141 (5), 1167-1169.

Fisher B., Turner R.K., Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3), 643-653.

Fonafifo, 2005. *Le programme de rémunération des fonctions écologiques : une histoire de succès dans le développement durable au Costa Rica*. *Fonafino : plus d'une décennie d'action*. San Jose (Costa Rica), Minaet/Fonafifo, 125 p.

Fonafifo, 2012. *Costa Rica Tropical Forests: A Motor for Green Growth. Río +20 The Future we Want*. San Jose (Costa Rica), Minaet/Fonafifo, 40 p.

Fondation pour la recherche sur la biodiversité, 2015. *Prospective scientifique pour la recherche française sur la biodiversité 2015*. Paris, FRB, 58 p.

Fontana V., Radtke A., Fedrigotti V.B., Tappeiner U., Tasser E., Zerbe S., Buchholz T., 2013. Comparing land-use alternatives: using the ecosystem services concept to define a multi-criteria decision analysis. *Ecological Economics*, 93, 128-136.

François, 2015. Lettre encyclique *Laudato Si'* du Saint-Père François sur la sauvegarde de la maison commune.

Froger G., 2008. Le développement durable : savoirs et politiques. *In* : *Savoirs et politiques de développement : questions en débat à l'aube du xxie siècle* (V. Géronimi, I. Bellier, J.J. Gabas, M. Vernières, Y. Viltard, dir.). Paris, Karthala, 90-118.

Froger G., Hrabanski M., 2014. Biodiversity offsets as MBIs? From discourses to practice. Special Issue. *Ecosystem services*.

Froger G., Maizière P.-A., 2013. Can payments for environmental services be used to reduce local vulnerability? *In : Final program*, 427-428.

Froger G., Maizière P.A., 2013. Les paiements pour services environnementaux permettent-ils de réduire la vulnérabilité des populations locales dans les pays du Sud ? *In : Vulnérabilité : questions de recherche en sciences sociales* (M. Bresson, V. Geronimi, N. Pottier, dir.). Fribourg, Academic Press Fribourg, collection Res socialis, 257-279.

Froger G., Méral P., Le Coq J.F., Aznar O., Boisvert V., Caron A., Antona M., 2012. Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux. *Vertigo*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12900

Froger G., Boisvert V., Méral P., Le Coq J.F., Caron A., Aznar O., 2015. Market-based instruments for Ecosystem Services between discourse and reality: an economic and narrative analysis. *Sustainability*, 7 (9), 11595-11611.

Frost P.G.H., Bond I., 2008. The CAMPFIRE programme in Zimbabwe: Payments for wildlife services. *Ecological Economics*, 65 (4), 776-787.

Gallastegui I.G., 2002. The use of eco-labels: a review of the literature. *European Environment*, 12, 316-331.

Galt R.E., 2014. *Food Systems in an Unequal World: Pesticides, Vegetables, and Agrarian Capitalism in Costa Rica*. Tucson, University of Arizona Press, 292 p.

Geijzendorffer I., Levrel H., Maris V., Roche P., (à paraître). *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*. Paris/Versailles, Allenvi/Quæ.

Georgiou S., Whittington D., Pearce D., Moran D., 1997. *Economic Values and the Environment in the Developing World*. Cheltenham (Royaume-Uni), Edward Edgar Pusblishing/Unep, 167 p.

Ghazoul J., Garcia C., Kushalappa C. G., 2009. Landscape labelling: a concept for next-generation payment for ecosystem service schemes. *Forest Ecology and Management*, 258 (9), 1889-1895.

Ghimire K.B., Pimbert M.P., 1997. *Social Change and Conservation*. Londres, Earthscan/UNRISD, 342 p.

Godard O., 1990. Environnement, modes de coordination et systèmes de légitimité : analyse de la catégorie de patrimoine naturel. *Revue économique*, 41 (2), 215-241.

Goedefroit S., 2006. La restitution du droit à la parole. *Études rurales*, 178, 39-64.

Goldman R.L., Tallis H., 2009. A critical analysis of ecosystem services as a tool in conservation projects. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162 (1), 63-78.

Goldman R.L., Tallis H., Kareiva P., Daily G.C., 2008. Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (27), 9445-9448.

Gómez-Baggethun E., Barton D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235-245.

Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P.L., Montes C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: from early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69 (6), 1209-1218.

Gordon H.S., 1954, The economic theory of a common property resource: the fishery. *Journal of Political Economy*, 62 (2), 124-142.

Gosselink J., Odum E., Pope R., 1974. *The Value of the Tidal Marsh*. Center for Wetland Resources, Bâton-Rouge (Louisiane), Louisiana State University, 35 p.

Gray L.C., 1914. Rent under the assumption of exhaustibility. *The Quarterly Journal of Economics*, 28 (3), 466-489.

Grigg A., Cullen Z., Foxall J., Crosbie L., Jamison L., Brito R., 2009. *The Ecosystem Services Benchmark. A Guidance Document*. Cambridge/Brasilia, Fauna & Flora International/Unep/Fundação Getulio Vargas, 40 p.

Guedes F.B., Seehusen S.E., 2011. *Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlânica: lições aprendidas e desafios*. Brasilia, Ministério do Meio Ambiente, 280 p.

Guéneau S., Jacobée F., 2005. Conservation de la biodiversité forestière tropicale en Afrique centrale : dépassionner les débats. *Idées pour le débat*, 14/2005, Paris, Iddri, 11 p.

Guerrien B., 1996. *Dictionnaire d'analyse économique*. Paris, La découverte, 576 p.

Guerry A.D., Polasky S., Lubchenco J., Chaplin-Kramer R., Daily G.C., Griffin R., Ruckelshaus M., Bateman I.J., Duraiappah A., Elmqvist T., Feldman M.W., Folke C., Hoekstra J., Kareiva P.M., Keeler B.L., Li S.Z., McKenzie E., Ouyang Z.Y., Reyers B., Ricketts T.H., Rockstrom J., Tallis H., Vira B., 2015. Natural capital and ecosystem services informing decisions: from promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (24), 7348-7355.

Guitton H., 1968. Introduction. *In : Acte du colloque international « économie publique »* (H. Guitton, dir.), Biarritz, 2-9 septembre 1966, Paris, Éditions du CNRS, 11-12.

Haase D., Larondelle N., Andersson E., Artmann M., Borgstrom S., Breuste J., Gómez-Baggethun E., Gren A., Hamstead Z., Hansen R., Kabisch N., Kremer P., Langemeyer J., Rall E.L., Mcphearson T., Pauleit S., Qureshi S., Schwarz N., Voigt A., Wurster D., Elmqvist T., 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43 (4), 413-433.

Haines-Young R., Potschin M., Raffaelli D.G., Frid C.L.J., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *In* : *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* (D.G. Rafaelli, C.L.J. Frid, dir.). Cambridge, Cambridge University Press, 110-139.

Haslett J.R., Berry P.M., Bela G., Jongman R.G., Pataki G., Samways M., Zobel M., 2010. Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. *Biodiversiy & Conservation*, 19 (10), 2963-2977.

Hauck J., Gorg C., Varjopuro R., Ratamaki O., Jax K., 2013. Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: some stakeholder perspectives. *Environmental Science & Policy*, 25, 13-21.

Heal G., 2000. *Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services*. Washington D. C., Island Press, 203 p.

Heal G., Daily G.C., Ehrlich P.R., Salzman J., Boggs C., Hellmann J., Hughes J., Kremen C., Ricketts T., 2001. Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford Environmenal Law Journal*, 20, 333-364.

Hein L., Miller D.C., De Groot R., 2013. Payments for ecosystem services and the financing of global biodiversity conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (1), 87-93.

Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57 (2), 209-228.

Hermitte M.A., 1992. La Convention sur la diversité biologique. *Annuaire français de droit international*, 38, 844-870.

Hermon C., Doussan I., 2012. *Production agricole et droit de l'environnement*. Paris, LexisNexis, 470 p.

Herr D., Pidgeon E., Lafoley D., 2011. *Blue Carbon Policy Framework: Based on the first Worshop of the International Blue Carbon Policy Working Group*. Gland (Suisse), IUCN, 44 p.

Heywood V.H. (dir.), 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge, United Nations Environment Programme/Cambridge University Press, 1152 p.

Hooper D.U., Chapin F.S., Ewel J.J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J.H., Lodge D.M., Loreau M., Naeem S., Schmid B., Setälä H., Symstad A.J., Vandermeer J., Wardle D.A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functionning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75 (1), 3-35.

Hosking S., Du Preez M. 2004. A cost-benefit analysis of the Working for Water Programme on selected sites in South Africa. *Water SA*, 30 (2), 143-152.

Hotelling H., 1931. The economics of exhaustible resources. *The Journal of Political Economy*, 39 (2), 137-175.

Hrabanski M., 2013. Les experts scientifiques français dans le Millenium Ecosystem Assessment (2001-2005) : les raisons de leur absence. *Natures sciences sociétés*, 21 (2), 182-189.

Hrabanski M., 2014. Biodiversité et instruments de marché. *Environnement et relations internationales*. Paris, Ceri/Ceriscope.

Hrabanski M., 2015. Du national à l'international : l'émergence d'un « nouvel » instrument de politique publique, les paiements pour services environnementaux (PSE). *Natures sciences sociétés*, 23 (3), 234-243.

Hrabanski M., Bidaud C., Le Coq J.F., Méral P., 2013. Environmental NGOs, policy entrepreneurs of market-based instruments for ecosystem services? A comparison of Costa Rica, Madagascar and France. *Forest Policy and Economics*, 37, 124-132.

Hrabanski M., Le Coq J.F., Bidaud C., Méral P., 2011. The role of the main environmental NGOs in spreading the notion of "Ecosystem services" and PES-instruments: a comparison of Costa Rica, Madagascar and France. *In : International Conference on Payments for Ecosystem Services*, 10-12 novembre, Berlin.

Hrabanski M., Valette E., 2012. Organisations environnementales et services écosystémiques : stratégies de diffusion du concept et opportunités politiques. *VertigO*, 12 (3), http://vertigo.revues.org/12904

Huber-Stearns H.R., Goldstein J.H., Duke E.A., 2013. Intermediary roles and payments for ecosystem services: a typology and program feasibility application in Panama. *Ecosystem Services*, 6, 104-116.

Hueting R., 1980. *New Scarcity and Economic Growth*. Amsterdam, North-Holland Publishing Company, 269 p.

Hughes J.D., 1985. Theophrastus as ecologist. *Environmental History Review*, 9 (4), 296-306.

Huston M., 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113 (1), 81-101.

Inra, 2008. *Agriculture et biodiversité : valoriser les synergies*. Paris, Inra, 116 p.

IPBES, 2013. *Cadre conceptuel de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques*. IPBES/2/4, Antalya (Turquie), United Nations Environment Program (UNEP), 10 p.

Jansson A., 2013. Reaching for a sustainable, resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Ecological Economics*, 86, 285-291.

Jeanneaux P., Aznar O., Mareschal S.D., 2012. Une analyse bibliométrique pour éclairer la mise à l'agenda scientifique des « services environnementaux ». *VertigO*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12908

Jenkins C.N., Joppa L., 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142 (10), 2166-2174.

Jobstvogt N., Hanley N., Hynes S., Kenter J., Witte U., 2014. Twenty thousand sterling under the sea: estimating the value of protecting deep-sea biodiversity. *Ecological Economics*, 97, 10-19.

Jordan A., Russel D., 2014. Embedding the concept of ecosystem services? The utilisation of ecological knowledge in different policy venues. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32 (2), 192-207.

Kallis G., Gómez-Baggethun E., Zografos C., 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*, 94, 97-105.

Kapos V., Ravilious C., Leng C., Bertzky M., Osti M., Clements T., Dickson B., 2010. *Carbon, Biodiversity and Ecosystem Services: Exploring Co-Benefits. Cambodia*. Cambridge, UNEP/WCMC, 16 p.

Karsenty A. 2004. Des rentes contre le développement ? Les nouveaux instruments d'acquisition mondiale de la biodiversité et l'utilisation des terres dans les pays tropicaux. *Mondes en développement*, 127, 61-74.

Karsenty A., 2013. De la nature des « paiements pour services environnementaux ». *Revue du Mauss*, 42, 261-270.

Karsenty A., Sembrès T., Perrot-Maître D., 2009. Paiements pour services environnementaux et pays du Sud. La conservation de la nature rattrapée par le développement ? *In : 3e journées de recherche en sciences sociales*, 9-11 décembre, Montpellier, Inra/SFER/Cirad, 20 p.

Karsenty A., Sembres T., Randrianarison M., 2010. Paiements pour services environnementaux et biodiversité dans les pays du sud. *Revue Tiers Monde*, 202, 57-74.

Keeler J., 1993. Opening the window for reform. *Comparative Political Studies*, 25 (4), 433-486.

Kill J., 2014. Le commerce des services des écosystèmes : quand le « paiement pour services environnementaux » équivaut à l'autorisation de détruire. *In : World Rainforest Movement*, 40.

King R.N., 1991. Policy entrepreneurs: their activity structure and function in the policy process. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 1 (2), 147-175.

Kingdon J.W., 1995. *Agendas, Alternatives and Public Policies*. New York, Longman, 253 p.

Kinzig A.P., Perrings C., Chapin F.S., Polasky S., Smith V.K., Tilman D., Turner B.L., 2011. Paying for ecosystem services—promise and peril. *Science*, 334 (6056), 603-604.

Koschke L., van der Meulen S., Frank S., Schneidergruber A., Kruse M., Fürst C., Neubert E., Ohnesorge B., Schröder C., Müller F., Bastian O., 2014. Do you have 5 Minutes to Spare? – The challenges of stakeholder processes in ecosystem services studies. *Landscape Online*, 37, 1-25, 10.3097/lo.201437

Kosoy N., Corbera E., 2010. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. *Ecological Economics*, 69 (6), 1228-1236.

Kovács E., Kelemen E., Kalóczkai Á., Margóczi K., Pataki G., Gébert J., Málovics G., Balázs B., Roboz Á., Krasznai Kovács E., Mihók B., 2015. Understanding the links between ecosystem service trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12, 117-127.

Kremen C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8 (5), 468-479.

Kremen C., Cameron A., Moilanen A., Phillips S.J., Thomas C.D., Beentje H., Dransfield J., Fisher B.L., Glaw F., Good T.C., Harper G.J., Hijmans R.J., Lees D.C., Louis E. Jr., Nussbaum R.A., Raxworthy C.J., Razafimpahanana A., Schatz G.E., Vences M., Vieites D.R., Wright P.C., Zjhra M.L., 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science*, 320 (5873), 222-226.

Kremen C., Ostfeld R.S., 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (10), 540-548.

Krutilla J.V., Eckstein O., 1958. *Multiple Purpose River Development: Studies in Applied Economic Analysis*. Londres, Taylor & Francis, 301 p.

Kuhfuss L., Jacquet F., Preget R., Thoyer S., 2012. Le dispositif des MAEt pour l'enjeu eau : une fausse bonne idée ? *Revue d'études en agriculture et environnement*, 93 (4), 395-422.

Kull C.A., 2000. Deforestation, erosion, and fire: degradation myths in the environmental history of Madagascar. *Environment and History 6*, (4), 423-450.

Kull C.A., De Sartre X.A., Castro-Larrañaga M., 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, 61, 122-134.

Kumar P., 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Londres, Routledge, 456 p.

Kumar M., Kumar P., 2008. Valuation of the ecosystem services: a psycho-cultural perspective. *Ecological Economics*, 64 (4), 808-819.

Kumar P., Muradian R. (dir.), 2009. *Payment for Ecosystem Services*. New Delhi/New York, Oxford University Press, 352 p.

Lacroix V., Zaccaï E., 2010. Quarante ans de politique environnementale en France : évolutions, avancées, constante. *Revue française d'administration publique*, 2 (134), 205-232.

Laffoley D., Grimsditch G., 2009. *The Management of Natural Coastal Carbon Sinks*. Gland (Suisse), IUCN, 64 p.

Lansing D., Grove K., Rice J., 2015. The neutral state: a genealogy of Ecosystem Service Payments in Costa Rica. *Conservation and Society*, 13 (2), 200-211.

Lapeyre R., Froger G., Hrabanski M., 2015. Biodiversity offsets as market-based instruments for ecosystem services? From discourses to practices. *Ecosystem Services*, 15, 125-133.

Larigauderie A., Mooney H.A., 2010. The Intergovernmental science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services: moving a step closer to an IPCC-like mechanism for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2 (1-2), 9-14.

Larsen F.W., Londoño-Murcia M.C., Turner W.R., 2011. Global priorities for conservation of threatened species, carbon storage, and freshwater services: scope for synergy? *Conservation Letters*, 4 (5), 355-363.

Lascoumes P., 1993. *L'éco-pouvoir. Environnements et politiques.* Paris, La découverte, 324 p.

Lastra-Bravo X.B., Hubbard C., Garrod G., Tolón-Becerra A., 2015. What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes? Results from a qualitative meta-analysis. *Environmental Science & Policy*, 54, 1-9.

Lataste F.G., Trouvé A., Berriet-Sollie M., Dwyer J., 2015. La notion de « biens publics » au secours de la politique agricole commune ? *Développement durable et territoires*, 6 (1), http://developpementdurable.revues.org/10719

Laurans Y., Aoubid S., 2012. L'économie au secours de la biodiversité ? La légende des Catskills revisitée. *Policy Brief*. Paris, Iddri, 18 p.

Laurans Y., Leménager T., Aoubid S., 2012. *Payments for Ecosystem Services: From Theory to Practice, what are the Prospects for Developing Countries?* Paris, AFD, coll. À savoir 7, 214 p.

Laurans Y., Rankovic A., Bille R., Pirard R., Mermet L., 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*, 119, 208-219.

Lavorel S., Grigulis K., Lamarque P., Colace M.P., Garden D., Girel J., Pellet G., Douzet R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99 (1), 135-147.

Lawler S.P., Armesto J.J., Kareiva P., 2002. How relevant to Conservation are studies linking Biodiversity and Ecosystem functionning? *In : The Functional Consequences of Biodiversity. Empirical Progress and Theoretical Extensions* (A.P. Kinzig, S.W. Pacala, D. Tilman, dir.). Princeton, Princeton University Press, 294-313.

Lecerf A., Richardson J.S., 2010. Biodiversity-ecosystem function research: insights gained from streams. *River Research and Applications*, 26 (1), 45-54.

Le Coq J.F., Alonso S., Saenz-Segura F., Pesche D., 2010a. Mitigation of climate change and agricultural/environmental policies: The Costa Rican paradox. *In : 117th European Association of Agricultural Economists Symposium (EAAE), Seminar « Climate Change, Food Security and Resilience of Food and Agricultural Systems in Developing Countries: Mitigation and Adaptation Options »*, 25-27 novembre 2010, Hohenheim (Allemagne), EAAE, 33 p.

Le Coq J.F., Pesche D., Legrand T., Saenz F., 2010b. Changement climatique et innovations dans les instruments de politique publique : le cas du programme de paiements pour services environnementaux (PPSE) au Costa Rica. *In : International Symposium ISDA 2010. Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food*, 28 juin-1er juillet 2010, Montpellier, Isda, 18 p.

Le Coq J.F., Méral P., 2011. Transfert de politiques publiques : le cas de la diffusion internationale des mécanismes de paiements pour services environnementaux à travers les exemples costaricien et malgache. *In : XIe Congrès de l'Association française de sciences politiques*, 31 aout-2 septembre, Strasbourg, France.

Le Coq J.F., Froger G., Legrand T., Pesche D., Saenz F., 2011. *Continuity and Inflexions of the Program of Payment for Environmental Services in Costa Rica: A Learning Process and Stakeholders' Balance of Power Perspective*. Document de travail Serena n° 2011-10, Cirad, 23 p.

Le Coq J.F., Soto G., González Hernández C. 2011. PES and Eco-Label. A comparative analysis of their limits and opportunities to foster environmental services provision. *In : Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry: Measurement and Payment* (B. Rapidel, F. DeClerk, J.F. Le Coq, J. Beer, dir.). Londres, Earthscan Publications, 237-264.

Le Coq J.F., Pesche D., Legrand T., Froger G., Saenz-Segura F., 2012. La mise en politique des services environnementaux : la genèse du Programme de paiements pour services environnementaux au Costa Rica. *VertigO,* 12 (3), 25 p., http://vertigo.revues.org/12920

Le Coq J.F., Froger G., Legrand T., Pesche D., Saenz-Segura F., 2013. The governance of Costa Rica's programme of payments for environmental services: A stakeholder's perspective. *In : Governing the Provision of Ecosystem Services* (R. Muradian, L. Rival, dir.). Dordrecht, Springer, 237-257.

Le Coq J.F., Saenz-Segura F., 2013. Environmental services and market coordination: the role of local intermediary organizations in the program of payment for environmental services in Costa Rica. *In : 10th International Conference of the European Society for Ecological Economics, Ecological Economics and Institutional Dynamics*, 18-21 juin 2013, Lille, ESEE, 26 p.

Le Coq J.F., Froger G., Pesche D., Legrand T., Saenz F., 2015. Understanding the governance of the Payment for Environmental Services Programme in Costa Rica: A policy process perspective. *Ecosystem Services*, 16, 253-265.

Le Goffe P., 2003. Multifonctionnalité des prairies : comment articuler marché et politiques publiques ? *Inra Productions Animales*, 16 (3), 175-182.

Legrand T., 2013. *L'analyse institutionaliste des paiements pour services environnementaux : vers une nouvelle compréhension du cas costaricien*, thèse de doctorat, spécialité Environmental Economics. Versailles, Université de Versailles Saint-Quentin-en-Yvelines, 383 p.

Legrand T., Froger G., Le Coq J.F., 2013. Institutional performance of Payments for Environmental Services: An analysis of the Costa Rican Program. *Forest Policy and Economics*, 37, 115-123.

Legrand T., Le Coq J.F., Froger G., Saenz F., 2010. Émergence et usages de la notion de Service environnemental au Costa Rica : l'exemple du Programme de paiement pour services environnementaux (PPSE). *In : Atelier sur l'émergence du concept de service écosystémique/environnemental*, 2-4 février 2010, La Grande Motte, 54 p.

Lele S., Springate-Baginski O., Lakerveld R., Deb D., Dash P., 2013. Ecosystem services: origins, contributions, pitfalls, and alternatives. *Conservation and Society*, 11 (4), 342-358.

Leloup H., Fradon A., 2011. *Analyse de la perception des services environnementaux et de l'application des PSE (paiements pour services environnementaux) : étude de la zone centrale du Costa Rica*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 106 p.

Le Prestre P.G., 2005. *Protection de l'environnement et relations internationales*. Paris, Dalloz, 478 p.

Lester S.E., Costello C., Halpern B.S., Gaines S.D., White C., Barth J.A., 2013. Evaluating tradeoffs among ecosystem services to inform marine spatial planning. *Marine Policy*, 38, 80-89.

Levrel H., Frascaria-Lacoste N., Hay J., Martin G., Pioch S., 2015. *Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement : analyse des mesures compensatoires pour la biodiversité*. Versailles, Quæ, 320 p.

Liquete C., Piroddi C., Drakou E.G., Gurney L., Katsanevakis S., Charef A., Egoh B., 2013. Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *Plos One*, 8 (7), 15.

Locatelli B., Babin D., Torquebiau E., 2010. Biodiversity and society: understanding connections, adapting to change. *Natures sciences sociétés*, 18 (4), 462-465.

Lucas P.L., Kok M.T.J., Nilsson M., Alkemade R., 2014. Integrating biodiversity and ecosystem services in the post-2015 development agenda: goal structure, target areas and means of implementation. *Sustainability*, 6 (1), 193-216.

Luck G.W., Harrington R., Harrison P.A., Kremen C., Berry P.M., Bugter R., Dawson T.P., de Bello F., Díaz S., Feld C.K., Haslett J.R., Hering D., Kontogianni A., Lavorel S., Rounsevell M., Samways M.J., Sandin L., Settele J., Sykes M.T., Hove S.V.D., Vandewalle M., Zobel M., 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *Bioscience*, 59 (3), 223-235.

Luederitz C., Brink E., Gralla F., Hermelingmeier V., Meyer M., Niven L., Panzer L., Partelow S., Rau A.L., Sasaki R., Abson D.J., Lang D.J., Wamsler C., von Wehrden H., 2015. A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. *Ecosystem Services*, 14, 98-112.

Lyytimäki J., 2015. Ecosystem disservices: embrace the catchword. *Ecosystem Services*, 12, 136.

MacDonald K.I., Corson C., 2012. 'TEEB begins now': a virtual moment in the production of natural capital. *Development and Change*, 43 (1), 159-184.

Mace G.M., Bateman I., 2011. Conceptual framework and methodology. *In : UK National Ecosystem Assessment: Understanding Nature's Value to Society* (R. Watson, S. Albon, dir.). Cambridge, Unep-WCMC.

Mach M.E., Martone R.G., Chan K.M.A., 2015. Human impacts and ecosystem services: Insufficient research for trade-off evaluation. *Ecosystem Services*, 16, 112-120.

MacKenzie J.M., 1988. *The Empire of Nature. Hunting, Conservation and British Imperialism*. Manchester, Manchester University Press, coll. Studies in imperialism, 340 p.

Mahé L.P., Ortalo-Magné F., 2001. *Politiques agricoles : un modèle européen*. Paris, Presses de la Fondation nationale des sciences politiques, 235 p.

Mahrane Y., Fenzi M., Pessis C., Bonneuil C., 2012. De la nature à la biosphère. L'invention politique de l'environnement global, 1945-1972. *Vingtième siècle. Revue d'histoire*, 113, 127-141.

Mankad K., Negra C., Gross L., 2014. *Transforming Markets for Conservation, Insights from the Biodiversity and Agricultural Commodities Program.* Washington D. C., EcoAgriculture Partners, 48 p.

Maresca B., 2009. *Étude exploratoire pour une évaluation des services rendus par les écosystèmes en France*. Paris, Crédoc, 30 p.

Maresca B., Mordret X., Ughetto A.L., Blancher P., 2011. Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Les enseignements d'une application du Millennium Ecosystem Assessment au territoire français. *Développement durable et territoires*, 2 (3), https://developpementdurable.revues.org/9053

Marhane Y., 2010. *Une histoire de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) de 1948 à aujourd'hui : de la protection de la nature à la conservation économique de la biodiversité*, Mémoire de Master 2 en histoire des sciences. Paris, EHESS, 233 p.

Mahrane Y., Fenzi M., Pessis C., Bonneuil C., 2012. De la nature à la biosphère. L'invention politique de l'environnement global, 1945-1972. *Vingtième siècle. Revue d'histoire*, 113, 127-141.

Maris V., 2014. *Nature à vendre : les limites des services écosystémiques*. Versailles, Quæ, 96 p.

Maris V., Mathevet R., Béchet A., 2010. Figures de style sur la destruction de la biodiversité. *Espaces naturels*, 29, http://www.espaces-naturels.info/node/225

Martín-López B., García-Llorente M., Palomo I., Montes C., 2011. The conservation against development paradigm in protected areas: valuation of ecosystem services in the Doñana social – ecological system (southwestern Spain). *Ecological Economics*, 170 (8), 1481-1491.

Martín-López B., Gómez-Baggethun E., García-Llorentea M., Montes C., 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37, 220-228.

Massardier G., 2003. *Politiques et actions publiques*. Paris, Armand Colin, 300 p.

McAfee K., 1999. Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. *Environment and Planning D: Society and Space*, 17 (2), 133-154.

McAfee K., 2012. The contradictory logic of global ecosystem services markets. *Development and Change*, 43 (1), 105-131.

McAfee K., Shapiro E.N., 2010. Payments for ecosystem services in Mexico: nature, neoliberalism, social movements, and the State. *Annals of the Association of American Geographers*, 100 (3), 579-599.

McCauley D.J., 2006. Selling out on nature. *Nature*, 443 (7107), 27-28.

McNeely J., 1988. *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resourcces*. Gland (Suisse), IUCN, 232 p.

Meade J.E., 1952. External economies and diseconomies in a competitive situation. *The Economic Journal*, 62 (245) 54-67.

Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens III W.W., 1972. *The Limits to Growth: A Report to The Club of Rome (1972)*. New York, Universe Books, 205 p. (trad. française : 1972. *Halte à la croissance ?* Paris, Fayard, 318 p.).

Melathopoulos A.P., Stoner A.M., 2015. Critique and transformation: On the hypothetical nature of ecosystem service value and its neo-Marxist, liberal and pragmatist criticisms. *Ecological Economics*, 117, 173-181.

Méral P., 2010. *Les services environnementaux en économie : revue de la littérature*. Programme Serena, Document de travail n° 2010-05, 50 p.

Méral P., 2012. Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures sciences sociétés*, 20 (1), 3-15.

Méral P., Froger G., Andriamahefazafy F. et Rabearisoa A., 2009. Le financement des aires protégées à Madagascar : de nouvelles modalités. *In* : *Aires protégées, espaces durables ?* (C. Aubertin, E. Rodary, dir.). Bondy, IRD éditions, coll. Objectifs Sud, 135-155.

Méral P., Pesche D., 2010. *Analyse institutionnelle des paiements pour services environnementaux : note de cadrage pour l'atelier PSE-MAE*. Programme Serena, Note de synthèse n° 2011-02, 18 p., www.serena-anr.org/PDF/NS_2011_02.PDF

Mermet L., Laurans Y., Leménager T., 2014. *Tools for what Trade? Analysing the Utilisation of Economic Instruments and Valuations in Biodiversity Management*. Paris, AFD, coll. À savoir 25, 348 p.

Meyer C.A., 1997. The political economy of NGOs and information sharing. *World Development*, 25 (7), 1127-1140.

Meyer J.W., Frank D.J., Hironaka A., Schofer E., Tuma N. B., 1997. The structuring of a world environmental regime, 1870-1990. *International Organization*, 51 (4), 623-651.

Meyers D., Berner P.O., 2001. *Carbon Sequestration*: *Maroantsetra Carbon Project*, Progress report, Programme Page. Antananarivo, USAID/IRG, 55 p.

Migdal J.S., 1988. *Strong Societies and Weak States: State-Society Relations and State Capabilities in the Third World*. Princeton, Princeton University Press, 296 p.

Milian J., Rodary E, 2010. La conservation de la biodiversité par les outils de priorisation. Entre souci d'efficacité écologique et marchandisation. *Revue Tiers Monde*, 202, 33-56.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D. C., Island Press, 155 p., http://www.loc.gov/catdir/toc/ecip0511/2005010265.html

Milne S., Adams B., 2012. Market masquerades: uncovering the politics of community-level Payments for Environmental Services in Cambodia. *Development and Change*, 43 (1), 133-158.

Milne S., Chervier C., 2014. *A Review of Payments for Environmental Services (PES) Experiences in Cambodia*. Jakarta, Cifor. 18 p. http://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/WP154CIFOR.pdf

Ministère de l'Agriculture et de l'élevage, 2012. *Asignación de fondos en el marco de ley 8591*. San Jose (Costa Rica), mimeo.

Ministère de l'Agriculture et de la pêche, 2009. *La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture*. Prospective et évaluation n° 2, Paris, Ministère de l'Agriculture et de la pêche, 25 p.

Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, 2010. *Pour une politique agricole durable en 2013 : principes, architecture et éléments financiers*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, 20 p.

Miranda M., Porras I.T., Moreno M.L., 2003. *The Social Impacts of Payments for Environmental Services in Costa Rica. A Quantitative Field Survey and Analysis of the Virilla Watershed*. Londres, International Institute for Environment and Development, 75 p.

Mirzabaev A., Nkonya E., von Braun J., 2015. Economics of sustainable land management. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15, 9-19.

Mishan E., 1967. *The Costs of Economic Growth*. Londres, Staples Press, 240 p.

Mitchell R.B., Clark W.C., Cash D.W., Dickson N.M., 2006. *Global Environmental Assessments: Information and Influence*. Cambridge (Mass.), MIT, 344 p.

Mollard A., 2003. Multifonctionnalité de l'agriculture et territoires : des concepts aux politiques publiques. *Cahiers d'économie et de sociologie rurales*, 66, 27-54.

Monnery J., 2010. *La place du secteur privé dans l'introduction et l'adoption du concept des services environnementaux et la mise en place des paiements*

pour services environnementaux à Madagascar, mémoire de master 2 « Analyse économique et développement international ». Clermont-Ferrand, Université d'Auvergne, Cerdi, 102 p.

Mora-Vega R., Saenz-Segura F., Le Coq J.F., 2012. Servicios ambientales y ecosistémicos: conceptos y aplicaciones en Costa Rica. *Puentes entre el comercio y el desarrollo sostenible,* 13, 20-23.

Moyen C., 2010. *Étude d'accompagnement à la mise en place d'un dispositif de « paiement pour services environnementaux » de régulation hydrologique dans la commune de Tolongoina (Madagascar)*, mémoire de fin d'études d'ingénieur, spécialité gestion sociale de l'eau. Montpellier, Engees/IRC, 90 p.

Mulongoy K.J.O., Gidda S.B., Janishevski L., Cung A., 2008. Current funding shortfalls and innovative funding mechanisms to implement the Programme of Work on Protected Areas. *Parks*, 17 (1), 31-36.

Munasinghe M., 1993. *Environmental Economics and Sustainable Development*. World Bank Environment Paper, Washington D. C., The World Bank, 112 p.

Munasinghe M., McNeely J., 1994. *Protected Area Economics and Policy: Linking Conservation and Sustainable Development*. Washington D. C., IUCN/World Bank, 364 p.

Muñoz-Piña C., Guevara A., Torres J.M., Braña J., 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65 (4), 725-736.

Muradian R., Rival L., 2013. *Governing the Provision of Ecosystem Services*. Dordrecht, Springer, 484 p.

Muradian R., Arsel M., Pellegrini L., Adaman F., Aguilar B., Agarwal B., Corbera E., Ezzine De Blas D., Farley J., Froger G., Garcia-Frapolli E., Gómez-Baggethun E., Gowdy J., Kosoy N., Le Coq J.F., Leroy P., May P., Méral P., Mibielli P., Norgaard R., Ozkaynak B., Pascual U., Pengue W., Perez M., Pesche D., Pirard R., Ramos-Martin J., Rival L., Saenz F., van Hecken G., Vatn A., Vira B., Urama K., 2013. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 6 (4), 274-279.

Muradian R., Corbera E., Pascual U., Kosoy N., May P.H., 2010. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69 (6), 1202-1208.

Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (24), 853-858.

Naeem S., 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83 (6), 1537-1552.

Naeem S., Thompson L.J., Lawler S.P., Lawton J.H., Woodfin R.M., 1995. Empirical-evidence that declining species-diversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 347 (1321), 249-262.

Nahlik A.M., Kentula M.E., Fennessy M.S., Landers D.H., 2012. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. *Ecological Economics*, 77, 27-35.

Naidoo R., Balmford A., Costanza R., Fisher B., Green R.E., Lehner B., Malcolm T.R., Ricketts T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (28), 9495-9500.

Narayan D., Chambers R., Shah M.K., Petesch P., 2000. *Voices of the Poor. Crying Out for Change.* Washington D. C./New York, The World Bank/Oxford University Press, 332 p.

Neßhöver C., Timaeus J., Wittmer H., Krieg A., Geamana N., van den Hove S., Young J., Watt A., 2013. Improving the science-policy interface of biodiversity research projects. *Gaia: Ecological Perspectives for Science and Society*, 22 (2), 99-103.

Nicholson E., Mace G.M., Armsworth P.R., Atkinson G., Buckle S., Clements T., Ewers R.M., Fa J.E., Gardner T.A., Gibbons J., Grenyer R., Metcalfe R., Mourato S., Muûls M., Osborn D., Reuman D.C., Watson C., Milner-Gulland E.J., 2009. Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 46 (6), 1139-1144.

Norgaard R.B., 2010. Ecosystem services: from eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69 (6), 1219-1227.

OCDE, 1994. *Évaluation des projets et des politiques : intégrer l'économie et l'environnement*. Paris, OCDE, 444 p.

OCDE, 2003. *Mobiliser les marchés au service de la biodiversité. Pour une politique de conservation et d'exploitation durable*. Paris, OCDE publications, 153 p.

OCDE, 2014. *Renforcer les mécanismes de financement de la biodiversité*. Paris, OCDE publications, 192 p.

Odum E.P., Barret G.H., 1956. *Fundamentals of Ecology*. Sounders, Philadelphia, 624 p.

Odum H.T., Odum E.P., 2000. The energetic basis for valuation of ecosystem services. *Ecosystems*, 3 (1), 21-23.

Opdam P., Coninx I., Dewulf A., Steingrover E., Vos C., van der Wal M., 2015. Framing ecosystem services: Affecting behaviour of actors in collaborative landscape planning? *Land Use Policy*, 46, 223-231.

Oréade-Brèche, Vertigo Lab, Inra, 2015. *Paiements pour services environnementaux : enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune*. Rapport commandité par le ministère de l'Agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, Paris.

Ortiz Malavasi E., Sage Mora L.F., Borge Carvajal C., 2003. *Impacto del Programa de Pago por Servicios Ambientales en Costa Rica como medio de reduccion de la pobreza en los medios rurales*. San Jose (Costa Rica), Unidad Regional de Asistencia Técnica. Serie de Publicaciones Ruta. Documento de Trabajono 8, 75 p.

Pagiola S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65 (4), 712-724.

Pagiola S., Platais G., 2007. *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. Washington D. C., World Bank, 57 p.

Palier B., Surel Y., 2005. Les « trois I » et l'analyse de l'État en action. *Revue française de science politique*, 55 (1), 7-32.

Palm C., Blanco-Canqui H., Declerck F., Gatere L., Grace P., 2014. Conservation agriculture and ecosystem services: an overview. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 187, 87-105.

Partidario M.R., Gomes R.C., 2013. Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 40, 36-46.

Pascual U., Phelps J., Garmendia E., Brown K., Corbera E., Martin A., Gomez-Baggethun E., Muradian R., 2014. Social equity matters in Payments for Ecosystem Services. *Bioscience*, 10.1093/biosci/biu146.

Passet R., 1979. *L'économique et le vivant*. Paris, Payot, 288 p.

Passet R., 1989. *L'économie de l'environnement naturel et de la biosphère*, Cahiers du C3ED n° 84. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, 20 p.

Pearce D., Markandya A., Barbier E., 1989. *Blueprint for a Green Economy*. Londres, Earthscan, 192 p.

Pearce D., Moran D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Londres, Earthscan, 172 p.

Pellegrini N., 1995. Les mesures agri-environnementales. *Courrier de l'environnement de l'Inra*, 25, 128-129.

Perrings C., 2006. Ecological economics after the Millennium Assessment. *International Journal of Ecological Economics and Statistics*, 6 (3), 8-22.

Perrings C., Naeem S., Ahrestani F., Bunker D.E., Burkill P., Canziani G., Elmqvist T., Ferrati R., Fuhrman J., Jaksic F., Kawabata Z., Kinzig A., Mace G.M., Milano F., Mooney H., Prieur-Richard A.H., Tschirhart J., Weisser W., 2010. Ecosystem services for 2020. *Science*, 330 (6002), 323-324.

Perrot-Maitre D., 2006. *The Vittel Payments for Ecosystem Services: A "Perfect" PES Case*. Londres, International Institute for Environment and Development, 24 p. http://pubs.iied.org/pdfs/G00388.pdf

Pesche D., 2011. *Le Millennium Ecosystem Assessment. Évaluation globale et circulation des idées dans la production des politiques*. Programme Serena, Document de travail n° 2011-12, 47 p.

Pesche D., 2014. Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale. *Natures sciences sociétés*, 21 (4), 363-372.

Pesche D., Hrabanski M., Le Coq J.F., Méral P., Bidaud C., 2013. Ecosystem Services and Payments for Environmental Services: A critical analysis of the genesis and diffusion of these concepts. *In : Dimensions of Political Ecology: Conference on Nature/Society*, 28 février-2 mars 2013, Lexington (Kentucky), University of Kentucky, 5 p.

Pesche D., Le Coq J.F., 2014. Costa Rican Payment for Environmental Services: between international and national influence, a feedback analysis. *Document de travail ART-Dev 2014-08*. Cirad, 17 p.

Pesche D., Méral P., 2015. La notion de service écosystémique : origine, enjeux et usages dans les politiques. 12 fiches pour comprendre et agir, Programme ANR Serena. http://www.serena-anr.org/

Pesche D., Méral P., Hrabanski M., Bonnin M., 2013. Ecosystem services and payments for environmental services: two sides of the same coin? *In : Governing the Provision of Ecosystem Services* (R. Muradian, L. Rival, dir.). Dordrecht, Springer, 67-86.

Pesche D., Oubenal M., Vandevelde J.C., Hrabanski M., 2014. Le « consensus d'Antalya » : les avancées de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES). *Natures sciences sociétés*, 22 (3), 240-246.

Petit O., Hubert B., Theys J., 2014. Science globale et interdisciplinarité : quand contagion des concepts rime avec confusion. *Natures sciences sociétés*, 22 (3), 187-188.

Peyron J.L., Maheut J., 1999. Les fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et successeurs. *Revue forestière française*, 51 (6), 679-698.

Phillips A., 2000. *Financing Protected Areas. Guidelines for Protected Area Managers*. Best practice protected area guidelines series no. 5. Gland (Suisse), IUCN, 67 p.

Pierre R., 2011. *La prise en compte de la notion de service environnemental dans les labels : l'exemple de Madagascar*, mémoire de master 2 professionnel en géographie, spécialité labels de qualité et valorisation des territoires. Bordeaux, Université de Bordeaux III, 103 p.

Pigou A., 1920. *The Economics of Welfare*. Londres, McMillan & Co, 896 p.

Pirard R., 2012. Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services: a lexicon. *Environmental Science & Policy*, 19-20, 59-68.

Pirard R., Lapeyre R., 2012. Classifying market-based instruments for Ecosystem Services: a rough guide to the literature jungle. *In : Conference on the Regulatory and Institutional Frameworks for Market for Ecosystem Services*. University of Surrey, 6-7 juin.

Pirard R., Lapeyre R., 2014. Classifying market-based instruments for ecosystem services: a guide to the literature jungle. *Ecosystem Services*, 9, 106-114.

Pires M., 2004. Watershed protection for a world city: the case of New York. *Land Use Policy*, 21 (2), 161-175.

Plurinational State of Bolivia, 2013. *Conceptual framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. 18 p.

Point P., 1990. Introduction. *Revue économique*, 41 (2), 181-194.

Point P., Desaigues B., 1990. Les méthodes de détermination d'indicateurs de valeur ayant la dimension de prix pour les composantes du patrimoine naturel. *Revue économique*, 41 (2), 269-320.

Potts T., Burdon D., Jackson E., Atkins J., Saunders J., Hastings E., Langmead O., 2014. Do marine protected areas deliver flows of ecosystem services to support human welfare? *Marine Policy*, 44, 139-148.

Poux X., Faure J.B., Villien C., 2015. Des projets agro-environnementaux innovants, intégrés et collectifs : quelques enseignements tirés de l'analyse d'expériences de terrain. *Centre d'études et de prospective - Analyse*, 76, 1-4.

Randrianarison M., 2010. *Les paiements pour services environnementaux pour la protection de la biodiversité. Évaluation des « contrats de conservation » et des autres « incitations directes à la conservation » dans la région Est de Madagascar*, thèse de doctorat en sciences de l'environnement. Paris/Antananarivo, AgroParisTech/Université d'Antananarivo, 477 p.

Rapidel B., DeClerck F., Le Coq J.F., Beer J. (dir.), 2011. *Ecosystem Services from Agriculture and Agroforestry: Measurement and Payment*. Londres, Earthscan Publications, 414 p.

Rawls J., 1971. *A Theory of Justice*. Cambridge (Mass.), Harvard University Press, 607 p.

Raymond C.M., Singh G.G., Benessaiah K., Bernhardt J.R., Levine J., Nelson H., Turner N.J., Norton B., Tam J., Chan K.M., 2013. Ecosystem services and beyond: using multiple metaphors to understand human–environment relationships. *BioScience*, 63 (7), 536-546.

Redford K.H., Adams W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature. *Conservation Biology*, 23 (4), 785-787.

Reed M.S., Hubacek K., Bonn A., Burt T.P., Holden J., Stringer L.C., Beharry-Borg N., Buckmaster S., Chapman D., Chapman P.J., Clay G.D., Cornell S.J., Dougill A.J., Evely A.C., Fraser E.D.G., Jin N., Irvine B.J., Kirkby M.J., Kunin W.E., Prell C., Quinn C.H., Slee B., Stagl S., Termansen M., Thorp S., Worrall F., 2013. Anticipating and managing future trade-offs and complementarities between ecosystem services. *Ecology and Society*, 18 (1).

Requier-Desjardins M., Adhikari B., Sperlich S., 2011. Some notes on the economic assessment of land degradation. *Land Degradation & Development*, 22 (2), 285-298.

Resolve Conseil, 2005. *Évaluation et perspectives des transferts de gestion des ressources naturelles dans le cadre du programme environnemental 3, Rapport final de synthèse*, Consortium Resolve – PCP. Antananarivo, Cirad/Fofifa/Université d'Antananarivo/IRD, 82 p.

Ring I., Hansjürgens B., Elmqvist T., Wittmer H., Sukhdev P., 2010. Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: the TEEB initiative. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2 (1-2), 15-26.

Ring I., Schröter-Schlaack C., 2011. *Instrument Mixes for Biodiversity Policies*. Policy Mix Report, n° 2, 212 p.

Rives F., Méral P., 2015. Terminologies et classifications autour du concept de service écosystémique. Programme ANR Serena, http://www.serena-anr.org/

Robertson M.M., 2004. The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental gouvernance. *Geoforum*, 35 (3), 361-373.

Robertson M.M., 2006. The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. *Environment and Planning D: Society and Space*, 24, 367-387.

Robertson M., 2012. Measurement and alienation: making a world of ecosystem services. *Transactions of the Institute of British Geographers*, 37 (3), 386-401.

Rodary E., 2008. Développer la conservation ou conserver le développement ? Quelques considérations historiques sur les deux termes et les moyens d'en sortir. *Mondes en développement*, 141, 81-92.

Rodary E., Castellanet C., Rossi G., 2003. *Conservation de la nature et développement. L'intégration impossible ?* Paris, Karthala/Gret, coll. Économie et développement, 310 p.

Rodary E., Milian J., 2011. Expansion and diversification of protected areas: rupture or continuity? *In : Protected Areas, Sustainable Lands?* (C. Aubertin, E. Rodary, dir.). Farnham, Ashgate, 13-29.

Rodríguez-Ortega T., Oteros-Rozas E., Ripoll-Bosch R., Tichit M., Martín-López B., Bernués A., 2014. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal*, 8 (8), 1361-1372.

Røpke I., 2004. The early history of modern ecological economics. *Ecological Economics*, 50 (3-4), 293-314.

Røpke I., 2005. Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. *Ecological Economics*, 55 (2), 262-290.

Rosa H., Kandel S., Dimas L., 2003. *Compensation for Environmental Services and Rural Communities: Lessons from the Americas and Key Issues for Strengthening Community Strategies*. San Salvador, Prisma, 87 p.

Rotillon G., 2005. *Économie des ressources naturelles*. Paris, La découverte, 128 p.

Ruckelshaus M., McKenzie E., Tallis H., Guerry A., Daily G., Kareiva P., Polasky S., Ricketts T., Bhagabati N., Wood S.A., Bernhardt J., 2015. Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics*, 115, 11-21.

Rutz C., Schramek J., Von Urff W., 2012. *Synthesis and Assessment of the Public Debate on the Reform of the CAP after 2013*. Synthesis of Country Reports. IFLS, 60 p.

Sabatier P.A., 2007. *Theories of the Policy Process*, 2e édition. San Fransisco/Oxford, Westwiew Press/Boulder, 304 p.

Saboureau P., 1959. Propos sur les cyclones et inondations à Madagascar en février et mars 1959. *Bois et forêts des tropiques*, 67, 3-12.

Sagoff M., 2011. The quantification and valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 70 (3), 497-502.

Salles J.M., 2010. Évaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ? *Natures sciences sociétés*, 18 (4), 414-423.

Samuelson P.A., 1954. The pure theory of public expenditure. *The Review of Economics and Statistics*, 36 (4), 387-389.

Sandbrook C.G., Burgess N.D., 2015. Biodiversity and ecosystem services: not all positive. *Ecosystem Services*, 12, 29.

Sattler C., Matzdorf B., 2013. PES in a nutshell: From definitions and origins to PES in practice. Approaches, design process and innovative aspects. *Ecosystem Services*, 6, 2-11.

Sattler C., Trampnau S., Schomers S., Meyer C., Matzdorf B., 2013. Multi-classification of payments for ecosystem services: how do classification characteristics relate to overall PES success? *Ecosystem Services*, 6, 31-45.

Say J.-B., 1840. *Cours complet d'économie politique*. Paris, Guillaumin, 678 p.

SCEP, 1970. *Man's Impact on the Global Environment. Assessment and Recommendations for Action. Report of the Study of Critical Environmental Problems*. Cambridge (Mass.), The Massachusetts Institute of Technology, 319 p.

Schaefer M.B., 1957. Some considerations of population dynamics and economics in relation to the management of marine fisheries. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 14 (5), 669-681.

Schneiders A., Van Daele T., Van Landuyt W., Van Reeth W., 2012. Biodiversity and ecosystem services: complementary approaches for ecosystem management? *Ecological Indicators*, 21, 123-133.

Schroter M., van der Zanden E.H., van Oudenhoven A.P.E., Remme R.P., Serna-Chavez H.M., De Groot R.S., Opdam P., 2014. Ecosystem services as a contested concept: a synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*, 7 (6), 514-523.

Schuit P., Le Coq J.F., Saenz F., 2011. *Forest Conservation & Payment for Environmental Services: Perceptions and Practices in the Buffer Zone of La Amistad Biosphere Reserve, Costa Rica*. Document de travail Serena n° 2011-08, Heredia, Cirad, 33 p.

Schwartz M.W., Brigham C.A., Hoeksema J.D., Lyons K.G., Mills M.H., van Mantgem P.J., 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122 (3), 297-305.

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010. *Perspectives mondiales de la diversité biologique 3*. Montréal, Convention sur la diversité biologique, 94 p.

SEEIDD, CGDD 2010. Évaluation économique des services rendus par les zones humides. *Études & documents*, 23, 54 p.

Sembrés T., 2007. *Le paiement pour services environnementaux. Enjeux sociaux en Amérique centrale et ambiguïtés sur la nature d'un nouvel outil de développement durable*, mémoire de master 2. Paris, IEP, 121 p.

Serpantié G, Henckel L., Toillier A., 2009. Valorisations locales vs globales des aires protégées : divorce, ou alliance ? *In : Colloque ASRDLF*, 6-8 juillet 2009, Clermont-Ferrand.

Serpantié G., Méral P., Bidaud C., 2012. Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques. *VertigO*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12924

Serpantié G., Ratolojanahary M., Ratsimisetra L., Carrière S., 2008. Mieux négocier les règles techniques de la gestion contractuelle des forêts. Cas d'une filière bois artisanale dans le corridor Ranomafana-Andringitra. *In : Colloque international « Les parties prenantes de la GCRN »*, 1er-3 juillet 2008, Antananarivo, ESSA, 25 p.

Shapiro-Garza E., 2013. Contesting the market-based nature of Mexico's national payments for ecosystem services programs: four sites of articulation and hybridization. *Geoforum*, 46, 5-15.

Shapiro J., Báldi A., 2014. Accurate accounting: How to balance ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, 7 (0), 201-202.

Sikor T., 2013. *The Justices and Injustices of Ecosystem Services*. Londres, Routledge, 224 p.

Silvertown J., 1980. The dynamics of a grassland ecosystem: botanical equilibrium in the park grass experiment. *Journal of Applied Ecology*, 17 (2), 491-504.

Soberón J., Peterson A.T., 2015. Biodiversity governance: a tower of Babel of scales and cultures. *PLoS Biology*, 13 (3), 1-5.

Sommerville M., Jones J.P., Rahajaharison M., Milner-Gulland E., 2010. The role of fairness and benefit distribution in community-based Payment for Environmental Services interventions: a case study from Menabe, Madagascar. *Ecological Economics*, 69 (6), 1262-1271.

Spanou C., 1991. *Fonctionnaires et militants. L'administration des nouveaux mouvements sociaux*. Paris, L'Harmattan, 314 p.

Srivastava D.S., Vellend M., 2005. Biodiversity-ecosystem function research: Is it relevant to conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36 (1), 267-294.

Stavi I., Lal R., 2015. Achieving zero net land degradation: challenges and opportunities. *Journal of Arid Environments*, 112 (A), 44-51.

Steinberg P.F., 2001. *Environmental Leadership in Developing Countries. Transnational Relations and Biodiversity Policy in Costa Rica and Bolivia*. Cambridge (Mass.)/Londres, The MIT Press, 272 p.

Sullivan S., 2013. Banking nature? The spectacular financialisation of environmental conservation. *Antipode*, 45 (1), 198-217.

Sutherland W.J., Adams W.M., Aronson R.B., Aveling R., Blackburn T.M., Broad S., Ceballos G., Cote I.M., Cowling R.M., Da Fonseca G.A., Dinerstein E., Ferraro P.J., Fleishman E., Gascon C., Hunter M., Hutton J., Kareiva P., Kuria A., Macdonald D.W., Mackinnon K., Madgwick F.J., Mascia M.B., McNeely J., Milner-Gulland E.J., Moon S., Morley C.G., Nelson S., Osborn D., Pai M., Parsons E.C.M., Peck L.S., Possingham H., Prior S.V., Pullin A.S., Rands M.R.W., Ranganathan J., Redford K.H., Rodriguez J.P., Seymour F., Sobel J., Sodhi N.S., Stott A., Vance-Borland K., Watkinson A.R., 2009. One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology*, 23 (3), 557-567.

Swedbio, 2010. *The Millennium Ecosystem Assessment (MA): Experiences and Impacts*. Norden/Nordic Council of Ministers, 30 p.

Swinton S.M., Lupi F., Robertson G.P., Hamilton S.K., 2007. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological economics*, 64 (2), 245-252.

Symstad A.J., Chapin F.S., Wall D.H., Gross K.L., Huenneke L.F., Mittelbach G.G., Peters D.P.C., Tilman D., 2003. Long-term and large-scale perspectives on the relationship between biodiversity and ecosystem functioning. *Bioscience*, 53 (1), 89-98.

Takacs D., 1996. *The Idea of Biodiversity: Philosophies of Paradise*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, 393 p.

Tallis H., Mooney H., Andelman S., Balvanera P., Cramer W., Karp D., Polasky S., Reyers B., Ricketts T., Running S., Thonicke K., Tietjen B., Walz A., 2012. A global system for monitoring ecosystem service change. *Bioscience*, 62 (11), 977-986.

Tancoigne E., Barbier M., Cointet J.P., Richard G., 2014. The place of agricultural sciences in the literature on ecosystem services. *Ecosystem Services*, 10, 35-48.

TEEB, 2008. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Interim Report*. Cambridge, European Commission/German Federal Ministry for the Environment, 64 p.

TEEB, 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Making*. Londres, Earthscan, 494 p.

TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Londres/Washington D. C., Earthscan, 410 p.

TEEB, 2011. *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. Genève, TEEB, 48 p.

TEEB, 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Local and Regional Policy and Management*. Londres, Taylor & Francis, 352 p.

TEEB, 2013a. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Valuation Database Manual*. Genève, TEEB, 26 p.

TEEB, 2013b. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in Business and Enterprise*. Londres, Taylor & Francis, 269 p.

du Tertre C., 2009. « Modèle industriel » et « modèle serviciel » de performance. *Économies et sociétés*, 43 (4), 643-662.

Thomas F., Boisvert V. (dir.), 2015. *Le pouvoir de la biodiversité : néolibéralisation de la nature dans les pays émergents*. Versailles/Bondy, Quae/IRD éditions, 296 p.

Thuy P.T., Campbell B.M., Garnett S., Aslin H., Hoang M.H., 2010. Importance and impacts of intermediary boundary organizations in facilitating payment for environmental services in Vietnam. *Environmental Conservation*, 37 (1), 64-72.

Tilman D., Downing J.A., 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367 (6461), 363-365.

Tilman D., Lehman C.L., Thomson K.T., 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94 (5), 1857-1861.

Toillier A., 2011. *Quel schéma de gouvernance pour un mécanisme de Paiement pour services hydrologiques ? Le cas de la microcentrale de Tolongoina, Madagascar*. Programme Serena, Document de travail n° 2011-02, 20 p., www.serena-anr.org/PDF/TOILLIER_WP2011_02.PDF

Toillier A., Andriamahefazafy F., Cahen-Fourot L., Serpantié G., Méral P., 2011. *Les PSE-eau à Madagascar, une gouvernance à deux vitesses*. Programme Serena, Document de travail n° 2011-11, 35 p., www.serena-anr.org/PDF/TOILLIER_WP2011_11.PDF

Toillier A., Serpantié G., Hervé D., Lardon S., 2011. Livelihood strategies and land use changes in response to conservation: pitfalls of community-based forest management in Madagascar. *Journal of Sustainable Forestry*, 30 (1), 20-56.

Travers H., Clements T., Keane A., Milner-Gulland E.J., 2011. Incentives for cooperation: the effects of institutional controls on common pool resource extraction in Cambodia. *Ecological Economics*, 71, 151-161.

Turner M., 2013. Why is it so difficult to reform some Asian bureaucracies? Building theory from Cambodian evidence. *Public Administration and Development*, 33 (4), 275-285.

Turner K.G., Anderson S., Gonzales-Chang M., Costanza R., Courville S., Dalgaard T., Dominati E., Kubiszewski I., Ogilvy S., Porfirio L., Ratna N., Sandhu H., Sutton P.C., Svenning J.C., Turner G.M., Varennes Y.D., Voinov A., Wratten S., 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, 319, 190-207.

Turner W.R., Brandon K., Brooks T.M., Costanza R., Da Fonseca G.A., Portela R., 2007. Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *Bioscience*, 57 (10), 868-873.

Turner W.R., Brandon K., Brooks T.M., Gascon C., Gibbs H.K., Lawrence K.S., Mittermeier R.A., Selig E.R., 2012. Global biodiversity conservation and the alleviation of poverty. *Bioscience*, 62 (1), 85-92.

Turnhout E., Bloomfield B., Hulme M., Vogel J., Wynne B., 2012. Listen to the voice of experience. *Nature*, 488, 454-455

Turnhout E., Waterton C., Neves K., Buizer M., 2013. Rethinking biodiversity: from goods and services to "living with". *Conservation Letters*, 6 (3), 154-161.

Turnhout E., Waterton C., Neves K., Buizer M., 2014. Technocratic and economic ideals in the ecosystem services discourse. *Conservation Letters*, 7 (3), 336-337.

Turnpenny J., Russel D., Jordan A., 2014. The challenge of embedding an ecosystem services approach: patterns of knowledge utilisation in public policy appraisal. *Environment and Planning C: Government and Policy*, 32 (2), 247-262.

Turpie J.K., Marais C., Blignaut J.N., 2008. The working for water programme: Evolution of a payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics*, 65 (4), 788-798.

UICN France, 2012. *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France. Vol 1 : Contexte et enjeux*. Paris, UICN France, 48 p.

UNEP, 2012. *Outcome of an Informal Expert Workshop on Main Issues Relating to the Development of a Conceptual Framework for the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES/1/INF/9, Paris, United Nations Environment Program (UNEP), 37 p.

Urbano G., Vollet D., 2005. L'évaluation du CTE, Contrat territorial d'exploitation. *Notes et études économiques*, 22, 69-110.

Uthes S., Matzdorf B., 2013, Studies on agri-environmental measures: a survey of the literature. *Environmental Management*, 51 (1), 251-266.

Vadrot A.B.M., 2014. *The Politics of Knowledge and Global Biodiversity*. Abingdon/New York, Routledge, coll. Studies in biodiversity politics and management, 303 p.

Valette E., Aznar O., Hrabanski M., Maury C., Caron A., Décamps M., 2012. Émergence de la notion de service environnemental dans les politiques agricoles en France : l'ébauche d'un changement de paradigme ? *VertigO*, 12 (3), https://vertigo.revues.org/12925

Vandenbussche L., 2010. *Analysis of the Environmental Services Perception and Use in the Tourism Sector in Costa Rica*, thèse de doctorat de l'International Master of Science in Rural Development. Cordoba, Ghent University/Agrocampus Ouest/Humboldt University of Berlin/University of Córdoba, en collaboration avec Wageningen University/Slovak University of Agriculture in Nitra/University of Pisa, juin, 127 p.

Vatn A., 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69 (6), 1245-1252.

Venturi C., 2011. *Les politiques et outils de conservation au Costa Rica : gouvernance des aires protégées et des corridors biologiques*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 57 p.

Vert J., Colomb J., 2009. La rémunération des services environnementaux rendus par l'agriculture. *Prospective et évaluation*, 2, Paris, Ministère de l'Agriculture et de la pêche, 25 p.

Vieille-Cessay C., 2011. *Le mécanisme de PSA au Costa Rica*. Document de travail Serena, Heredia, Istom/Cirad, 115 p.

Villa F., Bagstad K.J., Voigt B., Johnson G.W., Athanasiadis I.N., Balbi S., 2014. The misconception of ecosystem disservices: How a catchy term may yield the wrong messages for science and society. *Ecosystem Services*, 10, 52-53.

Vivien F.D., 1997. L'économie et l'écologie entre science et idéologie. *Natures sciences sociétés*, 5 (4), 12-22.

Walker S., Brower A.L., Stephens R.T.T., Lee W.G., 2009. Why bartering biodiversity fails. *Conservation Letters*, 2 (4), 149-157.

Wallace K.J., 2007. Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation*, 139 (3-4), 235-246.

Wardle D.A., Zackrisson O., Hörnberg G., Gallet C., 1997. The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 277 (5330), 1296-1299.

Watson R.T., 2005. Turning science into policy: challenges and experiences from the science-policy interface. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological sciences*, 360 (1454), 471-477.

Watson J.E.M., Dudley N., Segan D.B., Hockings M., 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515 (7525), 67-73.

Watson R.T., Gitay H., 2004. Mobilization, diffusion and use of scientific expertise. *Idées pour un débat*, 11/2004, Paris, IDDRI, 24 p.

WBCSD, IUCN, 2007. *Business and Ecosystem: Markets for Ecosystem Services: New Challenges and Opportunities for Business and the Environment*. WBCSD/IUCN, 20 p., https://cmsdata.iucn.org/downloads/business_and_ecosystems_september2007.pdf

Weber J., Betsch J.M., Cury P., 1990. À l'interface hommes-nature : les ressources renouvelables. *Colloque Recherche et environnement*. Strasbourg. http://archimer.ifremer.fr/doc/1990/acte-2416.pdf

Wendland K.J., Honzák M., Portela R., Vitale B., Rubinoff S., Randrianarisoa J., 2009. Targeting and implementing payments for ecosystem services: opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecological Economics*, 69 (11), 2093-2107.

Wessells C.R., Cochrane K., Deere C., Wallis P., Willmann R., 2001. *Product Certification and Ecolabelling for Fisheries Sustainability*. Rome, FAO, 92 p.

Westman W.E., 1977. How much are natures services worth. *Science*, 197 (4307), 960-964.

Willer H., Kilcher L. (dir.), 2011. *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2011*. Bonn/Frick, Ifoam/FIBL, 34 p.

Wilson E.O. (dir.), 1988. *Biodiversity*. Washington D. C., National Academic Press, 538 p.

Wilson E.O., 1992. *The Diversity of Life*. Cambridge, Harvard University Press, 424 p.

Wilson M.A., Howarth R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*, 41 (3), 431-443.

Winn M.I., Pogutz S., 2013. Business, ecosystems, and biodiversity: new horizons for management research. *Organization & Environment*, 26 (2), 203-229.

Wittmer H., Gundimeda H., 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Local and Regional Policy Makers*. Londres, Routledge, 384 p.

Wood S.A., Karp D.S., Declerck F., Kremen C., Naeem S., Palm C.A., 2015. Functional traits in agriculture: agrobiodiversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (9), 531-539.

World Bank, 2011. *Project Paper on a Proposal Additional IDA Credit in the Amount of US$ 42 Million and a Proposed Additional Grant from the GEF Trust Fund in the Amount of US$ 10 Million to the Republic of Madagascar for the Third Environmental Program Support Project*. Report No: 61964-MG, 19 mai, Washington D. C., World Bank.

WRI, 2000a. *World Resources 2000-2001. People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*. Washington D. C., World Resources Institute, 400 p.

WRI, 2000b. *A Guide to World Resources 2000-2001. People and Ecosystems: The Fraying Web of Life*. United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, Washington D. C, World Bank/World Resources Institute, 389 p.

WRI, 2003. *Les écosystèmes et le bien-être de l'homme. Un cadre d'évaluation. Résumé*. Un rapport du Groupe de travail sur le cadre conceptuel de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire, 19 p., http://www.millenniumassessment.org/documents/document.6.aspx.pdf

Wunder S., 2005. *Payment for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. Occasional Paper n° 42, Bogor, Cifor, 24 p.

Wunder S., 2013. When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters*, 6 (4), 230-237.

Wunder S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234-243.

Wunder S., Engel S., Pagiola S., 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65 (4), 834-852.

Wünscher T., Engel S., 2012. International payments for biodiversity services: review and evaluation of conservation targeting approaches. *Biological Conservation*, 152, 222-230.

Zavaleta E.S., Hulvey K.B., 2004. Realistic species losses disproportionately reduce grassland resistance to biological invaders. *Science*, 306 (5699), 1175-1177.

Zbinden S., Lee D.R., 2005. Paying for Environmental Services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development*, 33 (2), 255-272.

Zhang W., Ricketts T.H., Kremen C., Carney K., Swinton S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2), 253-260.

LISTE DES AUTEURS

Andriamahefazafy Fano
C3ED-M, Département Économie
Faculté de Droit, d'économie,
de gestion et de sociologie
Université d'Antananarivo BP 905
Antananarivo 101 Madagascar

Augusseau Xavier
UMR Tetis Maison de la
Télédetection
500, rue J.F.Breton
34093 Montpellier Cedex 5

Aznar Olivier
VetAgro Sup - UMR Métafort
1273 Campus agronomique
89 Avenue de l'Europe, BP 35
63370 Lempdes

Bidaud Cécile
School of Environment, Natural
Resources and Geography
Bangor University Thoday Building
Deiniol Road, LL57 2UW, Gwynedd,
Wales

Bonin Muriel
UMR Tetis
Centro Internacional de Politica
Economica (Cinpe)
Universidad Nacional de Costa Rica
(Una)
Campus Benjamin Nunez 555-3000
Heredia Costa Rica

Bonnin Marie
UMR Lemar-IUEM
Rue Dumont d'Urville Technopole
Brest Iroise
29280 Plouzané

Carrière Stéphanie
UMR Gred
911 avenue Agropolis
BP 64501
34394 Montpellier Cedex 1

Chervier Colas
UMR Art-Dev
TA C-113 / 15 - 73 rue Jean-François
Breton
34398 Montpellier Cedex 5

Coudel Émilie
Embrapa Amazonia Oriental
Travessa Dr. Enéas Pinheiro s/n Cx.
Postal 48 - CEP - 66095-100 Belém
PA, Brésil

Daré William's
UPR Green
Bât Amiral- b 215
45 bis avenue de la Belle Gabrielle
94736 Nogent-sur-Marne

Décamps Mélanie
Feder-Gip Massif central
59 boulevard Léon Jouhaux
CS 90706
63050 Clermont-Ferrand Cedex 2

Déprés Christophe

VetAgro Sup - UMR Métafort
1273 Campus agronomique
89 Avenue de l'Europe, BP 35
63370 Lempdes

Eloy Ludivine
UMR Art-Dev 5281
Université Montpellier 3
Site Saint-Charles, Rue Henri Serre
34090 Montpellier

Hrabanski Marie
UMR Art-Dev
TA C-113 / 15
73 rue Jean-François Breton
34398 Montpellier Cedex 5

Froger Géraldine
Cemotev-UVSQ
47, Bd Vauban
78047 Guyancourt Cedex

Le Coq Jean-François
UMR Art-Dev
TA C-113 / 15
73 rue Jean-François Breton
34398 Montpellier Cedex 5

Maury Caroline
CNFPT-Inset
76, place de la Révolution française
34965 Montpellier Cedex 2

Méral Philippe
UMR Gred
911 Avenue Agropolis BP 64501
34394 Montpellier Cedex 1 – France

Muradian Roldan
Universidade Federal Fluminese
Reitoria da UFF
Rua Miguel de Frias, 9
Icaraí - Niterói – RJ 24220-900,
Brazil

Péresse Alexandre
6 Rue des Candeliers
34000 Montpellier

Pesche Denis
UMR Art-Dev
TA C-113 / 15
73 rue Jean-François Breton
34398 Montpellier Cedex 5

Puydarrieux Philippe
Ministère de l'environnement,
de l'énergie et de la mer
Commissariat général au
développement durable
Bureau 22.24 - Tour Séquoia
(étage 22)
92055 La Défense Cedex

Queste Jérôme
UPR Green
Fofifa-DRFP – Ambatobe
101 Antananarivo Madagascar

Rives Fanny
Parc Amazonien de Guyane
1 rue Lederson
97354 Rémire Montjoly

Rodary Estienne
UMR Gred
911 avenue Agropolis BP 64501
34394 Montpellier Cedex 1

Saenz-Segura Fernando
Universidad Nacional
International Centre of Economic
Policy Research for Sustainable
Development
PO Box 555-3000 Heredia,
Costa Rica

Serpantié Georges
UMR Gred
911 avenue Agropolis BP 64501
34394 Montpellier Cedex 1

Édition
Yann Lézénès

Infographie
Monique Gherardi (UMR Gred-IRD),
Joëlle Delbrayère (Quæ)

Mise en page
Acis et Galaté

La notion de service écosystémique, médiatisée à la suite de la consultation d'experts internationaux connue sous le nom de *Millennium Ecosystem Assessment*, inonde les débats sur la biodiversité. L'émergence des services écosystémiques, définis comme les bénéfices que les humains retirent des écosystèmes, marque l'entrée en politique d'une nouvelle approche en matière de conservation de la biodiversité, basée sur l'analyse de nos dépendances vis-à-vis du bon fonctionnement des écosystèmes.

Le terme, devenu incontournable, fait l'objet d'un engouement impressionnant, souvent associé à l'idée d'une rémunération pour la conservation des services écosystémiques. Mais il n'y a pas encore de consensus sur la notion. Les scientifiques se mobilisent pour l'analyser, en expliquer l'origine et discuter de sa mise en pratique dans les politiques ou les pratiques.

À partir d'un programme de recherche de cinq années, les auteurs de cet ouvrage éclairent ces débats. Leurs questions sont pragmatiques : de quoi parlons-nous lorsqu'on évoque les services écosystémiques ? Quelles sont les racines écologiques et économiques de cette notion ? Quelles sont les zones d'ombre, les débats, les controverses mais également les zones d'avancée conceptuelle et politique permises par cette notion ? Comment s'incarne-t-elle dans de nouveaux instruments d'action publique ou, au contraire, contribue-t-elle à reconfigurer des instruments déjà existants ? Pour conforter leurs propos, les auteurs analysent des expériences menées en France, au Costa Rica, à Madagascar, au Brésil et au Cambodge.

L'objectif est de rendre compte de la diversité des opinions et des stratégies autour des services écosystémiques, d'en comprendre les conséquences en termes de politique et d'action publique.

Écrit par un collectif de chercheurs, cet ouvrage s'adresse à la communauté scientifique et aux universitaires, enseignants ou étudiants des cursus liés aux questions environnementales.

Philippe Méral, économiste, chercheur à l'IRD, est spécialisé dans l'économie institutionnelle et les politiques environnementales dans les pays tropicaux. Il conduit des recherches sur les politiques de conservation de la biodiversité et notamment sur les paiements pour les services écosystémiques (PSE) à Madagascar et au Cambodge.

Denis Pesche, chercheur au Cirad, est sociologue spécialisé sur les questions d'organisation du monde rural, d'analyse des politiques agricoles et environnementales en liaison avec les services écosystémiques.

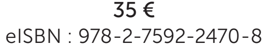
En couverture : Morne érodé, paysan gardant son troupeau, Haïti, photographie de Éric Malézieux © Cirad, 2011.



Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea
www.quae.com



35 €
eISBN : 978-2-7592-2470-8





ISSN : 2267-702X
Réf. : 02524